

**Schwermetallbelastung und Elementspeziation in Sedimenten
der Mulde und Elbe unter besonderer Berücksichtigung von
Arsen und Blei**

Von der Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen und
Umweltwissenschaften
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades einer
Doktorin der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)

genehmigte
Dissertation

von

Claudia Kraft
aus Leipzig

1. Referent: Prof. Dr. D.W. Zachmann
2. Referent: Prof. Dr. W. Pohl

eingereicht am: 26.03.2007

mündliche Prüfung (Disputation) am: 19.06.2007
Druckjahr: 2007

Vorveröffentlichung der Dissertation

Teilergebnisse aus dieser Arbeit wurden mit Genehmigung des Dekans der Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften der Technischen Universität Braunschweig, vertreten durch den Mentor der Arbeit, Prof. Dr. D.W. Zachmann, in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht:

Tagungsbeiträge:

Kraft C., Koepke J., Zachmann D.W. (2005) Arsenic distribution and speciation in a depth profile of the Mulde river. Posterbeitrag zum Workshop *Elementspeziation*, 9/2005, Mainz

Kraft C., Zachmann D.W. (2005) Arsen-Verteilung und –Speziation in Tiefenprofilen der Mulde. Posterbeitrag zum Workshop *Arsen 2005*, 4/2005, Leipzig

VORWORT

Bei Herrn Prof. Dr. D.W. Zachmann möchte ich mich von ganzem Herzen für die stete Unterstützung und das unerschöpfliche Interesse am Fortgang dieser Arbeit sowie die fruchtbaren Diskussionen und vielen neuen Ideen bedanken. Sein Einsatz bei den Probenahmen sowie die Durchsicht des Manuskripts waren mir eine sehr große Hilfe.

Herrn Prof. Dr. W. Pohl möchte ich für die Interessiertheit am Thema und die Übernahme des Korreferats danken.

Den Mitarbeitern des Geochemischen Labors, Frau R. Löhr, Frau S. Scheffler sowie Herrn O. Ewald gilt für zahlreiche Messungen und Nachmessungen sowie für die Unterstützung bei der Durchführung der Extraktionen mein besonderer Dank.

Für viele Diskussionen über die Tagesform der ICP-MS und deren optimale Parametereinstellung sowie die reibungslosen Absprachen von Messzeiten bedanke ich mich herzlich bei Herrn Dipl.-Geol. R. von der Heyde.

Herrn Dr. J. Köpke vom Institut für Mineralogie der Universität Hannover und Frau Dr. H. Pries vom Institut für Füge- und Schweißtechnik der Technischen Universität Braunschweig verdanke ich die Möglichkeit der Anfertigung von Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen.

Herrn Dr. R. Schönberg vom Institut für Mineralogie der Universität Hannover bin ich für die Unterstützung bei der Bleiabtrennung sowie die Durchführung der Isotopenmessungen dankbar.

Nicht zuletzt gilt mein ganz besonderer Dank meinen Eltern, ohne deren Unterstützung vieles nicht möglich gewesen wäre.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung.....	1
2	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes.....	3
2.1	Das Einzugsgebiet der Elbe.....	3
2.2	Geologie im Mulde- und Elbeeinzugsgebiet.....	4
2.3	Geschichte des Bergbaus im Erzgebirge.....	7
2.4	Einschätzung der Belastung von Sedimenten.....	10
2.5	Die Belastungssituation der Elbe und Mulde.....	12
3	Geochemie von Arsen und Blei.....	17
3.1	Arsen.....	17
3.1.1	Allgemeines.....	17
3.1.2	Minerale und Verbindungen.....	18
3.1.3	Anthropogene Verbreitung.....	20
3.2	Blei.....	21
3.2.1	Allgemeines.....	21
3.2.2	Minerale und Verbindungen.....	22
3.2.3	Isotopengeochemie.....	22
3.2.4	Anthropogene Verbreitung.....	23
4	Methodik und Analytik.....	27
4.1	Sedimente als Untersuchungsobjekt.....	27
4.2	Probennahme.....	27
4.3	Probenaufbereitung.....	30
4.3.1	Wasserproben.....	30
4.3.2	Sedimentproben.....	30
4.3.2.1	Korngrößentrennung.....	30
4.3.2.2	Präparation für die Bleiisotopenbestimmung.....	36
4.3.2.3	Präparation für die Mikrosonden- bzw. Rasterelektronen- mikroskop-Aufnahmen.....	37
4.3.2.4	Präparation für die Röntgendiffraktometrie.....	38
4.3.2.5	Präparation für die Kohlenstoffbestimmung.....	39
4.4	Aufschlussverfahren.....	39
4.5	Elutionsverfahren.....	40
4.5.1	Sequentielle Elution in Anlehnung an FÖRSTNER.....	40
4.5.1.1	Allgemeines.....	40
4.5.1.2	Einschränkungen.....	42
4.5.1.3	Modifizierung des Verfahrens.....	45
4.5.2	Sequentielle Elution in Anlehnung an KEON.....	50
4.5.2.1	Allgemeines.....	50
4.5.2.2	Modifizierung des Verfahrens.....	53

4.6	Arsen ^{III} -/Arsen ^V -Bestimmung	55
4.6.1	Vorversuche	55
4.6.2	Durchführung	58
4.7	Instrumentelle Analytik	60
4.7.1	Spektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma	60
4.7.2	Mikrosonde und Rasterelektronenmikroskop	63
4.7.3	Röntgendiffraktometrie	64
4.7.4	Kohlenstoffbestimmung	64
5	Ergebnisse und Diskussion der Wasser- und Flutproben	65
5.1	Wasserproben	65
5.2	Flutproben	66
6	Ergebnisse und Diskussion der Muldeproben	69
6.1	Standort Zaßnitz (Zwickauer Mulde)	69
6.1.1	Allgemeine Eigenschaften des Sediments	69
6.1.2	Gesamtgehalte	70
6.1.3	Bindungsformen	73
6.2	Standort Westewitz (Freiberger Mulde)	78
6.2.1	Allgemeine Eigenschaften des Sediments	78
6.2.2	Gesamtgehalte	79
6.2.3	Bindungsformen	84
6.2.4	Bindungsformen in Anlehnung an KEON	88
6.2.5	Arsen ^{III} -/Arsen ^V -Bestimmung	94
6.2.6	Mikrosonden- und Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen	96
6.3	Standort Löbnitz (Vereinte Mulde)	101
6.3.1	Allgemeine Eigenschaften des Sediments	101
6.3.2	Gesamtgehalte und Bindungsformen	102
6.4	Standort Möst (Vereinte Mulde)	105
6.4.1	Allgemeine Eigenschaften des Sediments	105
6.4.2	Gesamtgehalte und Bindungsformen	106
6.5	Standort Törten (Vereinte Mulde)	108
6.5.1	Allgemeine Eigenschaften des Sediments	108
6.5.2	Gesamtgehalte und Bindungsformen	108
6.6	Zusammenfassung der Belastungssituation der Mulde	112
7	Ergebnisse und Diskussion der Elbeproben	115
7.1	Standorte Kienberge und Apollensdorf	115
7.2	Standort Dessau/Kühnauer See	117
7.3	Standorte Aken/Ost und Aken	120
7.4	Standorte Lödderitz und Alt Tochheim	122
7.5	Standorte Dornburg und Ranies	126
7.6	Standorte Gerwisch, Schartau und Zerben	129
7.7	Zusammenfassung der Belastungssituation der Elbe	134

8	Ergebnisse und Diskussion der Bleiisotopie	137
8.1	Isotopenverhältnisse in den Tiefenprofilen	137
8.1.1	Standort Zaßnitz (Zwickauer Mulde).....	137
8.1.2	Standort Westewitz (Freiberger Mulde).....	140
8.1.3	Standorte Löbnitz und Törten (Vereinte Mulde)	141
8.1.4	Standort Apollensdorf (Elbe)	143
8.1.5	Standorte Lödderitz, Dornburg und Zerben (Elbe)	145
8.1.6	Vergleich der Elbe- und Muldeprofile	148
8.2	Mischungen	150
9	Zusammenfassung.....	155
	Literaturverzeichnis	159

Anhang auf beiliegender CD

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2.1:	Das Einzugsgebiet der Elbe in Deutschland und ihre Nebenflüsse	3
Abbildung 2.2:	Geologische Karte des Einzugsgebietes der Elbe	5
Abbildung 2.3:	Bergbaureviere und Erzgänge im Erzgebirge	9
Abbildung 3.1:	Stabilitätsdiagramm des Arsens	19
Abbildung 3.2:	Veränderungen der Bleikonzentration im Grönlandschnee bzw. –eis	25
Abbildung 4.1:	Lage der Probennahmepunkte	28
Abbildung 4.2:	Vergleich der Konzentrationen von As, Bi, Cd, Pb und U in verschiedenen Fraktionen	33
Abbildung 4.3:	Vergleich der Konzentrationen von Co, Cr, Cu, Ni und Zn in verschiedenen Fraktionen	33
Abbildung 4.4:	Vergleich der Konzentrationen von As, Bi, Cd, Pb und U in Fraktionen der Muldeproben	34
Abbildung 4.5:	Vergleich der Konzentrationen von As, Bi, Cd, Pb und U bei Trocken- und Nasssiebung	35
Abbildung 4.6:	Einfluss der H ₂ O ₂ -Behandlung und des Extraktionsmittels auf die Verteilung der Bindungsformen des Zn	47
Abbildung 4.7:	Reihenfolge wichtiger Redoxprozesse bei pH 7	51
Abbildung 4.8:	Übersicht über die modifizierte sequentielle Elution in Anlehnung an KEON	54
Abbildung 4.9:	Parallelansätze zur Bestimmung des As ^{III} und As ^V	58
Abbildung 5.1:	Konzentrationsverlauf von As, Cd und Pb im Elbewasser aus dem Jahr 2003	66
Abbildung 5.2:	As-, Pb-, Cd- und U-Konzentrationen der Hochwasserschlämme	67
Abbildung 6.1:	Lage des Standortes Zaßnitz	69
Abbildung 6.2:	Konzentrationsverlauf von U und Cd bzw. Pb und Bi im Profil Za	70
Abbildung 6.3:	Bindungsformen von Fe, Mn, Cd, Zn, Bi und U im Profil Za	74
Abbildung 6.4:	Korrelation von Mn und Cd im 2. Schritt sowie von Fe und Bi im 4. Schritt; Profil Za	75
Abbildung 6.5:	Korrelation mobiles und Gesamt-U im Profil Za	77
Abbildung 6.6:	Lage des Standortes Westewitz	78
Abbildung 6.7:	Konzentrationsverlauf von As, Sb, Cd, Zn, Pb und U im Profil Wes	79
Abbildung 6.8:	Einordnung der datierten Proben im As-Profil Wes	82
Abbildung 6.9:	Vergleich offener und geschlossener Aufschluss anhand von As im Profil Wes	84
Abbildung 6.10:	Bindungsformen von Fe, Mn, As, Cd und Pb im Profil Wes	85
Abbildung 6.11:	Fehlender Zusammenhang zwischen As und Fe bzw. Mn im vierten Schritt; Profil Wes	86
Abbildung 6.12:	Korrelation zwischen Cd und Fe im zweiten Schritt sowie zwischen Ca und Pb im sechsten Schritt; Profil Wes	87
Abbildung 6.13:	Bindungsformen von Fe und Mn nach KEON in frischen Proben im Profil Wes	89
Abbildung 6.14:	Vergleich der Bindungsformen von Fe und Mn in oxidierten und frischen Proben im Profil Wes	90
Abbildung 6.15:	Bindungsformen von As in frischen Proben im Profil Wes	92
Abbildung 6.16:	Korrelation zwischen Fe und As im 2. Schritt sowie zwischen Mn und As im 3. Schritt; Profil Wes	92

Abbildung 6.17: Vergleich der Bindungsformen von As in oxidierten und frischen Proben im Profil Wes.....	93
Abbildung 6.18: Vergleich der Bindungsformen von As in der Fraktion < 63 µm und der Gesamtprobe im Profil Wes.....	94
Abbildung 6.19: Anteil des As ^{III} und As ^V am extrahierten As; Profil Wes.....	95
Abbildung 6.20: Anteil des As ^{III} und As ^V am Gesamt-As im Profil Wes.....	96
Abbildung 6.21: Rückstreuелектronenbild eines Korns aus 85 cm Tiefe; Profil Wes.....	98
Abbildung 6.22: Punktueller Elementspektrum des Korns; 85 cm; Profil Wes.....	98
Abbildung 6.23: Rückstreuелектronenbild eines Korns und Mappings für As und Fe; Profil Wes.....	99
Abbildung 6.24: Rückstreuелектronenbild eines Korns und Mappings für As, Fe, Mn und Sb; Profil Wes.....	99
Abbildung 6.25: Rückstreuелектronenbild eines Korns und Mappings für As, Fe und Mn; Profil Wes.....	100
Abbildung 6.26: Sekundäreлектronenbild eines Korns aus 55 cm Tiefe; Profil Wes.....	100
Abbildung 6.27: Mapping für Pb, As, Fe und Mn; 55 cm; Profil Wes.....	100
Abbildung 6.28: Lage des Standortes Löbnitz.....	102
Abbildung 6.29: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, Th und U im Profil Lb.....	102
Abbildung 6.30: Bindungsformen von Fe, Mn, Cd, Pb und U im Profil Lb.....	104
Abbildung 6.31: Lage der Standorte Möst und Törten.....	105
Abbildung 6.32: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, As und U im Profil Mö.....	106
Abbildung 6.33: Bindungsformen von Mn, Cd, Pb und U; Profil Mö.....	107
Abbildung 6.34: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, As und U im Profil Tö1.....	109
Abbildung 6.35: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, As und U im Profil Tö2.....	110
Abbildung 6.36: Bindungsformen von Fe, Mn, Cd, Pb und U im Profil Tö1 und Tö2.....	111
Abbildung 7.1: Lage der Standorte Kienberge und Apollensdorf.....	115
Abbildung 7.2: Konzentrationsverlauf der Elemente Cd und Pb sowie Bindungsformen von Fe, Mn, Zn und Pb im Profil Ap.....	116
Abbildung 7.3: Lage des Standortes Dessau/Kühnauer See.....	118
Abbildung 7.4: Konzentrationsverlauf der Elemente Cd, Pb, As und U im Profil De....	119
Abbildung 7.5: Lage der Standorte Aken/Ost und Aken.....	120
Abbildung 7.6: Konzentrationsverlauf der Elemente Cd, Pb, U und Zn im Profil AO...	121
Abbildung 7.7: Bindungsformen von Fe, Mn, Zn und Pb im Profil AO.....	121
Abbildung 7.8: Lage der Standorte Lödderitz und Alt Tochheim.....	123
Abbildung 7.9: Konzentrationsverlauf der Elemente Zn, Cd, As und Pb im Profil Lö,.....	124
Abbildung 7.10: Bindungsformen von Fe, Mn, As und Pb im Profil Lö.....	125
Abbildung 7.11: Lage der Standorte Dornburg und Ranies.....	126
Abbildung 7.12: Konzentrationsverlauf der Elemente Cu, Cr, Zn, Cd und Pb im Profil D.....	127
Abbildung 7.13: Bindungsformen von Fe, Mn, Pb und As im Profil D.....	128
Abbildung 7.14: Lage des Standortes Gerwisch.....	130
Abbildung 7.15: Konzentrationsverlauf der Elemente Pb, Cd, As und Zn im Profil Ge...	130
Abbildung 7.16: Lage des Standortes Schartau.....	131
Abbildung 7.17: Konzentrationsverlauf der Elemente Pb, Cd, U, As und Zn im Profil Sch.....	132
Abbildung 7.18: Lage des Standortes Zerben.....	132
Abbildung 7.19: Konzentrationsverlauf der Elemente Pb, Cd, As und Zn im Profil Ze...	133
Abbildung 7.20: Längsprofil der Maximalkonzentrationen von Cd, Pb, As, Zn und U der Elbesedimente.....	134
Abbildung 8.1: ²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁴ Pb- und ²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁴ Pb-Verhältnisse am Standort Za.....	140

Abbildung 8.2:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Wes.....	141
Abbildung 8.3:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Lb	142
Abbildung 8.4:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Töl	142
Abbildung 8.5:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Ap.....	143
Abbildung 8.6:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Lö.....	146
Abbildung 8.7:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil D	147
Abbildung 8.8:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Ze	147
Abbildung 8.9:	Vergleich der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Pb-Gesamtgehalte der Muldestandorte.....	148
Abbildung 8.10:	Vergleich der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Pb-Gesamtgehalte der Elbestandorte.....	149
Abbildung 8.11:	Vergleich der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Pb-Gesamtgehalte der Elbestandorte.....	149
Abbildung 8.12:	Dreiisotopendiagramme $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ bzw. $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der oberen Proben der Muldestandorte	151
Abbildung 8.13:	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $1/\text{Pb}$ der oberen Muldeproben.....	151
Abbildung 8.14:	Dreiisotopendiagramm $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ gegen $1/\text{Pb}$ der oberen Proben von Mulde und Elbe.....	152
Abbildung 8.15:	Dreiisotopendiagramme $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ der oberen Elbeproben	153
Abbildung 8.16:	Dreiisotopendiagramm $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ der oberen Mulde- und Elbeproben.....	154

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1:	Auswahl vorkommender Minerale im Erzgebirge.....	7
Tabelle 2.2:	Hintergrundwerte bzw. Zielvorgaben für Böden und Sedimente der Klassifizierungssysteme nach MÜLLER und LAWA.....	10
Tabelle 2.3:	Hintergrundwerte für die Sedimente der Elbe und Mulde und Tongesteinsstandard.....	11
Tabelle 2.4:	Belastungsklassen der Sedimente nach LAWA.....	12
Tabelle 3.1:	Bleiisotope und deren Mutterisotope	22
Tabelle 4.1:	Probennahmestandorte an der Elbe.....	29
Tabelle 4.2:	Probennahmestandorte an der Mulde.....	29
Tabelle 4.3:	Sequentielle Extraktion nach FÖRSTNER.....	43
Tabelle 4.4:	Modifiziertes Verfahren der sequentiellen Elution.....	47
Tabelle 4.5:	Sequentielle Extraktion nach KEON	52
Tabelle 4.6:	Teilschritte der As ^{III} -/As ^V -Bestimmung im Vorversuch.....	56
Tabelle 4.7:	Teilschritte der As ^{III} -/As ^V -Bestimmung.....	59
Tabelle 4.8:	Nachweisgrenzen der ICP-OES und -MS für Haupt- und Spuren- elemente in den programmierten Messroutinen.....	61
Tabelle 4.9:	Vergleich der Messungen des Standards NIST SRM 981 mit Literatur- daten	63
Tabelle 8.1:	Pb-, U- und Th-Konzentrationen der ausgewählten Proben	138
Tabelle 8.2:	Pb-Isotopendaten der ausgewählten Proben.....	139

ABKÜRZUNGEN

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ARGE	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
AVS	acid volatile sulfur
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung
C _{carb}	carbonatischer Kohlenstoff
C _{ges}	Gesamtkohlenstoff
C _{org}	organischer Kohlenstoff
EDX	Energiedispersive Röntgenanalytik
GKSS	GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH
H ₂ O _{bide}	bidestilliertes Wasser
HNO ₃ konz	konzentrierte HNO ₃
ICP-MS	inductively coupled plasma – mass spectrometry
ICP-OES	inductively coupled plasma – optical emission spectrometry
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
MC-ICP-MS	multi collector inductively coupled plasma – mass spectrometry
Top50	Topographische Karte 1:50.000
TrinkwV	Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch
ü. NN	über Normalnull
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
XRD	X-Ray diffraction

Standorte:

Ak	Aken (Elbe)	Lö	Lödderitz (Elbe)
AO	Aken/Ost (Elbe)	Mö	Möst (Vereinte Mulde)
Ap	Apollensdorf (Elbe)	R	Ranies (Elbe)
AT	Alt Tochheim	Sch	Schartau (Elbe)
D	Dornburg (Elbe)	Tö	Törten (Vereinte Mulde)
De	Dessau (Elbe)	Wes	Westewitz (Freiberger Mulde)
Ge	Gerwisch (Elbe)	Za	Zaßnitz (Zwickauer Mulde)
Ki	Kienberge (Elbe)	Ze	Zerben (Elbe)
Lb	Löbnitz (Vereinte Mulde)		

1 EINLEITUNG

Die Elbe gehört zu den längsten Flüssen Deutschlands. Sie war bis zum Ende der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts das am stärksten belastete Fließgewässer in Europa. Wegen der hohen Konzentrationen an organischen Schadstoffen und Schwermetallen trug sie erheblich zur Kontamination der Nordsee bei. Seit 1990 hat sich aufgrund zahlreicher Stilllegungen von Industriestandorten und Sanierungsmaßnahmen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR die Wasser- und Sedimentqualität im gesamten Flussverlauf erheblich verbessert.

Ein wichtiger Nebenfluss der Elbe ist die Mulde, die die ehemaligen Bergbauregionen im Erzgebirge entwässert. Zahlreiche Halden und der Zutritt von Grubenwässern in die Vorfluter führen auch heute noch zu einem stetigen Eintrag von Schwermetallen in den Fluss. Doch v. a. die früheren Bergbauaktivitäten sowie die Verhüttung der Erze haben eine erhebliche Belastung des Flusssediments verursacht. Die Mulde gilt weiterhin als der Hauptschwermetalleinträger in die Elbe und damit in die Nordsee.

Das vorrangige Ziel dieser Arbeit ist die Abschätzung des Schwermetall- und Arsen-eintrags aus der Mulde in die Elbe. Hierfür werden Sedimente untersucht, da diese sehr gut geeignet sind, die langfristige Situation im Fließgewässer widerzuspiegeln. Anhand von Tiefenprofilen lässt sich außerdem die zeitliche Belastungsentwicklung nachvollziehen. Dazu wurden sowohl an den Teilflüssen Freiburger und Zwickauer Mulde als auch an der Vereinten Mulde Sedimentprofile abgeteuft. Darüber hinaus erfolgte die Beprobung entlang der Elbe, wobei Standorte ober- und unterhalb der Einmündung der Mulde gewählt wurden, um mögliche Änderungen durch den Muldezutritt verfolgen zu können. Im weiteren Verlauf der Elbe erfolgt der Zusammenfluss mit der Saale, sodass mit ergänzenden Punkten unterhalb der Saalemündung auch deren Einfluss auf die Sedimentqualität der Elbe abgeschätzt werden kann. Weitere Standorte flussabwärts der Stadt Magdeburg vervollständigen die Untersuchungen.

Neben der Bestimmung der Gesamtgehalte ist die Ermittlung der vorliegenden Bindungsformen wesentlicher Bestandteil der Untersuchungen. Diese geben über die Stabilität bzw. Remobilisierbarkeit der im Sediment gebundenen Schwermetalle Auskunft und ermöglichen so eine Abschätzung des Gefährdungspotenzials. Sedimente sind Langzeitspeicher und können als Schadstoffquelle oder -senke fungieren. Insbesondere Änderungen der Milieuparameter pH-Wert und Redoxpotenzial können in Abhängigkeit von den Bindungsformen eine erhöhte Mobilität und damit möglicherweise eine Freisetzung der Schwermetalle bewirken.

Die Bindungsformanalyse wird mithilfe eines sequentiellen Extraktionsverfahrens durchgeführt. Hierbei wird die Methode nach FÖRSTNER [1989] so modifiziert, dass die Erfassbarkeit von sulfidischen Verbindungen präzisiert wird. Des Weiteren kommt das angepasste Auslaugungsverfahren nach KEON [2001] zum Einsatz, das eigens zur Ermittlung der Speziation von Arsen entwickelt wurde.

Eine Aussage über die tatsächlich vorliegenden Bindungsformen ist nur dann möglich, wenn die Proben in ihrem Originalzustand untersucht werden. Daher ist es notwendig, die Elution an frischen und unter Sauerstoffausschluss gelagerten Proben durchzuführen. Um eine Verschiebung der Bindungen durch Oxidation zu verhindern, erfolgt die Präparation sowie die Extraktion unter Inertgasatmosphäre im Handschuhkasten.

Zu den Bindungspartnern von Arsen und Schwermetallen zählen v. a. Eisen- und Manganoxide und -hydroxide. Um deren gemeinsames Auftreten und damit die Festlegung der Schadstoffe zu überprüfen, werden als weitere Methode Aufnahmen mit einer Mikrosonde und einem Rasterelektronenmikroskop verwendet. Diese sind mit einer energiedispersiven Röntgenanalytik gekoppelt, sodass eine punktuelle Elementanalyse möglich ist.

Die Toxizität des Arsens hängt in starkem Maße vom Oxidationszustand ab. Dabei ist dreiwertiges Arsen wesentlich schädlicher als die oxidierte fünfwertige Form. Aus diesem Grund ist die Bestimmung des Oxidationsstatus des Arsens in den Sedimenten ein weiteres Anliegen dieser Arbeit. Hierbei soll mit einer Elution und der anschließenden stufenweisen Reduktion eine Unterscheidung zwischen As^{III} und As^{V} im Extrakt vorgenommen werden, sodass die Anteile der jeweiligen Form ermittelt werden können.

Da die Bleiisotopenverhältnisse einer Lagerstätte bzw. eines Standortes sehr charakteristisch sind, stellen sie eine Art „Fingerabdruck“ dar. Die Bestimmung der Bleiisotopie kann auf diese Weise zur Ermittlung von Kontaminationsquellen herangezogen werden. Mithilfe der isotopischen Zusammensetzung soll ermittelt werden, ob und in welchen Anteilen das in der Elbe angereicherte Blei aus der Mulde bzw. dem Erzgebirge stammt oder andere industrielle Quellen als Ursache vorliegen. Hierzu werden Sedimentproben aus der Mulde und Elbe analysiert, wobei sowohl Proben vor als auch nach der Einmündung der Mulde in die Elbe verwendet werden. Somit ist es möglich, über die Änderung der Bleiisotopenzusammensetzung den Kontaminationsbeitrag der Nebenflüsse zu verfolgen.

2 CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

2.1 Das Einzugsgebiet der Elbe

Die Elbe ist mit einer Länge von etwa 1.100 km und einem Einzugsgebiet von rund 148.000 km² der achtlängste Fluss Europas. Sie entspringt auf einer Höhe von 1.384 m ü. NN im südlichen Riesengebirge in der Tschechischen Republik, durchfließt das Böhmisches Becken, um dann an der deutsch-tschechischen Grenze das Elbsandsteingebirge zu durchbrechen. Auf deutschem Gebiet wird die Norddeutsche Tiefebene durchquert, bevor die Elbe bei Cuxhaven in der Deutschen Bucht in die Nordsee mündet. Auf die Tschechische Republik fallen ca. 34 % des Einzugsgebietes; knapp 66 % liegen in Deutschland. Österreich und Polen haben sehr geringe Anteile von < 1 % der Fläche des Einzugsgebietes.

Wichtige Nebenflüsse sind die Moldau, Havel, Saale und Mulde. Einen Überblick über den Verlauf der Elbe und ihrer Nebenflüsse in Deutschland gibt Abbildung 2.1.



Abbildung 2.1: Das Einzugsgebiet der Elbe in Deutschland und ihre Nebenflüsse [FLUSSGEBIETS-GEMEINSCHAFT ELBE, 2007]

Im Flussgebiet bestimmt die Elbe großräumig die Landschaftsstruktur. Die angrenzenden Auen und der Fluss selbst sind Lebensraum für eine reichhaltige und typische Flora und Fauna. Um diese Vielfalt zu erhalten, gibt es zahlreiche Schutzgebiete am Flusslauf, so z. B. die Nationalparks Sächsische und Böhmisches Schweiz und an der Mittelbe das Bio-

sphärenreservat Flusslandschaft Elbe, das sich auf einer Länge von 400 Stromkilometern erstreckt.

Die südliche Hälfte des Einzugsgebietes der Mulde besteht aus den zwei Teilsystemen Zwickauer Mulde im Westen und Freiburger Mulde im Osten, die nach dem Zusammenfluss die eigentliche Mulde bilden und als Vereinte Mulde bezeichnet werden. Diese drei Flüsse entwässern mit einer Gesamtlänge von 411 km eine Fläche von 7.600 km². Die Quellgebiete der Flüsse liegen in den Kammregionen des Erzgebirges auf 759 m bzw. 825 m ü. NN. Im Oberlauf weisen beide Flüsse ein starkes Gefälle auf, sodass hier hohe Fließgeschwindigkeiten und geringe Sedimentablagerungen vorliegen. Nach der Entwässerung des Erzgebirges werden die vorgelagerten Becken und das Hügelland durchflossen. Im Unterlauf der Vereinten Mulde wurde der Bitterfelder Muldestausee errichtet. Nördlich von Dessau mündet die Mulde in die Elbe.

Im Einzugsgebiet der Mulde befinden sich mehrere ehemals bedeutende Bergbau-reviere, die sich auf die gesamte Erzgebirgsregion erstrecken und somit sowohl die Zwickauer als auch die Freiburger Mulde in ihrem Stoffbestand maßgeblich beeinflussen (siehe Kap. 2.3).

Die Mulde transportiert erhebliche Mengen an Schwermetallen. Aus diesem Grund gilt sie als der Hauptschwermetalleinträger in die Elbe und somit auch in die Nordsee. Deshalb wurde ein Schwerpunkt der Untersuchungen auf die Belastung der Mulde mit Schadstoffen gelegt, um den Einfluss der Mulde auf die Wasserqualität der Elbe abschätzen zu können.

2.2 Geologie im Mulde- und Elbeeinzugsgebiet

Die Quellflüsse Elbe und Moldau stammen beide aus der Böhmisches Masse, einem Variszischen Gebirge. Das Ursprungsgebiet der Elbe liegt im Granitgebiet des südlichen Riesengebirges und das der Moldau in den Gneisen des Böhmerwaldes. In der Nordböhmisches Kreidesenke vereinen sich beide Flüsse (vgl. Abbildung 2.2).

Der Böhmisches Raum ist seit der variszischen Gebirgsbildung Hebungsgebiet und damit Festland gewesen. Daher wird angenommen, dass es bereits seit dem Perm in Form einer „Urelbe“ eine nordwärts gerichtete Entwässerung Nordböhmens durch die Leipziger Tieflandsbucht gab. Hinweise darauf sind anhand von Gerölluntersuchungen vorhanden, sodass ein Alter der Elbe von mindestens 25 Mio. Jahren angenommen wird [SAUCKE, 1999; HANTKE, 1993].

Im nordwärts gerichteten Verlauf durchschneidet die Elbe im Elbsandsteingebirge die bis zu 350 m mächtigen Quadersandsteine der Oberkreide und fließt schließlich in die Norddeutsche Tiefebene. Hier tritt sie in Kontakt mit pleistozänen Lockergesteinen. Insbesondere während der Saale- und Elsterkaltzeit kam es zu starker Tiefenerosion, deren For-

men in den nachfolgenden Warmzeiten mit Schotterkomplexen aus Geschiebemergel, Sanden und Kiesen verfüllt wurden [WALTER, 1992; SAUCKE, 1999].

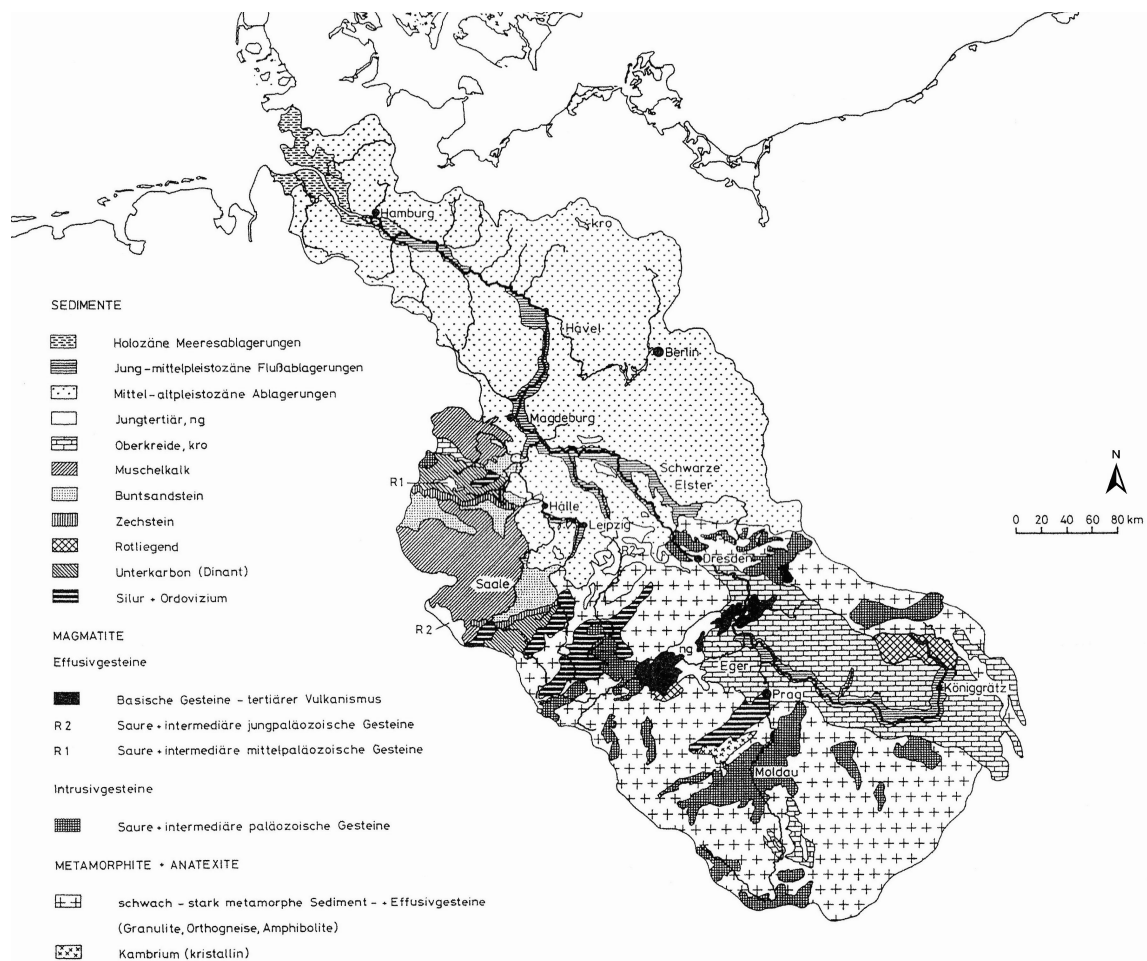


Abbildung 2.2: Geologische Karte des Einzugsgebietes der Elbe [KEMPE, 1992]

Die Morphodynamik der Elbe wurde durch die Prozesse des Quartärs und Holozäns entscheidend beeinflusst. Umfangreiche Gletscherbewegungen und Schmelzwasserabflüsse während der mehrmaligen Abfolge von Kalt- und Warmzeiten führten zur Ablagerung der mächtigen Schotterkomplexe. Der heutige Flussverlauf auf deutschem Gebiet wurde während des Rückgangs der Saalevergletscherung geschaffen. Infolge der stark wechselnden Erosions- und Sedimentationsvorgänge lassen sich Terrassensysteme erkennen, die in Nieder-, Mittel- und Hochterrasse unterteilt werden. Zwischen den Talrändern besteht die Elbaue aus einer Vielzahl von Sedimentationskörpern.

Die Flussschlingendynamik führt im Flachland zur Ausbildung von Flussschlingen, die sich fortschreitend zu Mäandern entwickeln. Im weiteren Verlauf kommt es zu einer Abschnürung und Ausbildung eines Altwassers bzw. Altarmes.

Kennzeichnend für die Elbaue ist eine regelmäßige Überflutung während der Hochwässer. Wegen der guten Durchlässigkeit des sandigen Untergrundes werden Senken und abgeschlossene Altarme auch ohne direkten Kontakt zur Elbe frühzeitig mit Wasser gefüllt. Bei einem weiteren Anstieg des Wasserstandes tritt das Wasser über Altarme in die Aue ein, da eine räumliche Abgrenzung zum Flusslauf durch die errichteten Uferwälle gegeben ist. Die Fließrichtung des Wassers in der Aue ist dabei entgegengesetzt zu dem Wasser der Elbe und hat eine geringe Fließdynamik [VAN DER VEEN, 2004].

Auf diese Weise werden während der Überschwemmung Schadstoffe, die in gelöster und partikulärer Form im Wasser transportiert werden, in die Aue eingebracht. Bei einer hohen Energie des Wassers kann es zu Umlagerungen oder Erosion bereits abgelagerten älteren Materials kommen. Beim Rückgang des Hochwassers jedoch wird frisches Material sedimentiert und dient somit als Archiv für die zeitlich wechselnde Belastungssituation der Elbe. In entsprechend ruhigen Sedimentationsbereichen lässt sich auf diesem Wege die Sedimentqualität anhand von Tiefenprofilen chronologisch verfolgen.

Das Erzgebirge im Einzugsgebiet der Mulde ist ebenfalls Teil eines variszischen Grundgebirges, das als Pultscholle im Miozän vor ca. 20 Mio. Jahren um 1.000 m gehoben wurde. Die Hebung war begleitet von einem intensiven Vulkanismus. In den metamorphen kristallinen Schiefern des anstehenden Grundgebirges finden sich intrudierte Magmatite bzw. darauf auflagernde Vulkanite. Im Tertiär und Quartär wurden fluviatile Schotter und pleistozäne Sedimente abgelagert.

Insgesamt weist das Einzugsgebiet der Mulde eine sehr hohe geologische Variabilität auf, da sich die beiden Teileinzugsgebiete erheblich voneinander unterscheiden. So sind im Osten im Bereich der Freiburger Mulde Gneise vorherrschend, während im Gebiet der Zwickauer Mulde Granite, Diabase und Glimmerschiefer dominieren. Die vorkommenden Mineralisationen sind sehr vielfältig und zeigen ebenfalls erhebliche Unterschiede: Im Freiburger Raum treten Minerale mit Zink, Blei, Cadmium, Arsen und Kupfer auf; hingegen liegen im westlichen Teil Vererzungen mit Eisen, Nickel, Arsen, Bismut, Zinn und Uran vor. Die Lagerstätten dieser abbauwürdigen Minerale liegen meist als Gänge, aber auch als Flöze vor [HOPPE, 1995].

Das Erzgebirge weist eine Vielzahl von Störungen auf, die z. T. als Tiefenstörungen ausgeprägt sind. In den Verdichtungs- und Kreuzungszonen dieser tektonischen Strukturen treten die Erzlagerstätten bevorzugt auf. So stellt der Freiburger Lagerstättenbezirk mit mehr als 1.000 Erzgängen einen der größten Erzgangdistrikte Europas dar [BAUMANN, 2000].

Für das Erzgebirge werden nach BAUMANN [2000] ein spät- und ein postvariszischer Mineralisationszyklus unterschieden, aus denen eine Vielzahl von Gangerzformationen und Mineralassoziationen hervorgegangen sind. In Tabelle 2.1 sind beispielhaft Erzminerale aufgeführt, die in den abbauwürdigen Lagerstätten zur Gewinnung der Metalle gefördert wurden. Hierbei handelt es sich um eine Auflistung von Mineralen, die nur eine Aus-

wahl möglicher Mineralisationen darstellt, ohne eine Einteilung nach Genese bzw. Alter der Bildung vorzunehmen.

Tabelle 2.1: Auswahl vorkommender Minerale im Erzgebirge

Metall	Name	Formel
Ag	gediegen	Ag
	Pyrargyrit	Ag_3SbS_3
As	gediegen	As
	Arsenopyrit	FeAsS
	Rammelsbergit	NiAs_2
	Skutterudit	CoNiAs_3
	Nickelin	NiAs
Cu	Chalkosin	Cu_2S
	Chalkopyrit	CuFeS_2
Pb	Galenit	PbS
	Clausthalit	PbSe
	Bournonit	CuPbSbS_3
U	Uranpechblende	UO_2
	Coffinit	USiO_4
Zn	Sphalerit	ZnS

Die Granite des Westerzgebirges haben einen mittleren Urangehalt von 11,8 mg/kg bei einem Maximum von 21,4 mg/kg. Auffallend ist, dass im gesamten Erzgebirge die Erze unabhängig vom Mineralisationstyp hohe Arsengehalte aufweisen. Im Gegensatz dazu enthalten die Gesteine außerordentlich geringe Arsenkonzentrationen. Weiterhin ist Cadmium weit verbreitet, jedoch ohne eigene primäre Minerale. Die Minerale Sphalerit und Galenit aus dem Freiburger Gebiet enthalten Cadmium in Höhe von 245 mg/kg [BEUGE, 1999].

Die Schwermetallmineralisationen sind hauptsächlich sulfidischer Natur, aber auch oxidische Minerale kommen vor. Silber, Arsen, Bismut und Antimon treten ferner elementar auf [BEUGE, 1999].

2.3 Geschichte des Bergbaus im Erzgebirge

Der Name des Gebirges wurde aus den bergbaulichen Funden abgeleitet. Die über Jahrhunderte dauernden Bergbau- und Verhüttungsaktivitäten prägten entscheidend die Landschaft und Entwicklung dieser Region. Hierbei galt das Interesse in Abhängigkeit von

der Zeit unterschiedlichen Metallen einer Lagerstätte. So wurden zum jeweiligen Zeitpunkt nicht nutzbare Erze als Abfall auf die Halden verkippt.

Mit der Gewinnung von Silber begann 1168 in Freiberg der Bergbau, verbunden mit einer deutlichen Zunahme der Besiedlung der Region. Die Ansiedelung aller verarbeitenden und produzierenden Gewerbe wie Poch- und Hammerwerke sowie Farbenwerke und Schmelzhütten folgte. Im 15. Jahrhundert gab es weitere Silbererzfunde im Obererzgebirge, die zur Gründung neuer Bergbaureviere (Marienberg, Schneeberg, Annaberg-Buchholz) führten. Im 16. Jahrhundert erreichte der Bergbau seinen Höhepunkt.

Andere Industrien wie Holzschleifereien, Papier-, Leder- und Textilherstellung sowie Vitriol- und Schwefelsäurefabriken wurden gegründet, wobei sich die Werke an den Flussläufen konzentrierten. Bis ins 17. Jahrhundert wurden an den wasserreichen Flüssen des Erzgebirges ca. 100 Eisenhammerwerke errichtet, die mit Holzkohle betrieben wurden. Großflächige Waldrodungen und die Anlage von künstlichen Wasserwegen veränderten die Landschaft zunehmend. Wehre, Kunstdeiche und Gräben wurden für die Energiegewinnung mithilfe von Wasserrädern angelegt. Somit wurden die Fließgewässer in ihrer ökologischen Funktion negativ beeinflusst. Dies machte sich im Rückgang vieler Fischarten und im verringerten Selbstreinigungspotenzial bemerkbar.

Zu Beginn des 18. Jahrhunderts gab es mit der zusätzlichen Gewinnung anderer Metalle wie Nickel, Bismut und Cobalt einen erneuten Aufschwung [BAUMANN, 2000; HOPPE, 1995]. Eine Übersicht über die Lage der Reviere ist in Abbildung 2.3 gegeben.

Die Gewinnung von Blei, Zink und Wolfram wurde bereits bis zu den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts eingestellt. Nach der Schließung des Bergbaus 1969 in Freiberg verarbeiteten die Buntmetallhütten im Freiburger Raum importierte Erze, z. B. aus dem Harz, sodass auch für das Erzgebirge untypische Elemente wie Quecksilber emittiert wurden [BEUGE, 1999]. In den 80er Jahren wurden nur noch Zinn, Fluss- und Schwerspat gewonnen.

Nach Ende des zweiten Weltkrieges galt das Interesse hauptsächlich der Exploration von Uranlagerstätten, um als Reparationsleistung Rohstoffe für die sowjetische Rüstungsindustrie zu liefern. Wichtige Lagerstätten befanden sich in Schneeberg/Aue/Schlema, Johanngeorgenstadt und Annaberg, die im Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde und Zschopau (Nebenfluss der Freiburger Mulde) liegen. Weitere Abbauorte waren im Vogtland vorhanden. Die Aktivitäten zur Gewinnung von Uran stellten im Erzgebirge den umfangreichsten Bergbau dar, der weitreichende Umweltschäden verursachte. In Sedimenten der Mulde wurden Mitte der 80er Jahre bis zu 500 mg/kg Arsen und 320 mg/kg Uran ermittelt; in Nebenbächen betrug die Konzentration sogar bis 3.000 mg/kg Arsen bzw. 750 mg/kg Uran [BEUGE, 1999]. Insbesondere wegen des sehr großen Abraumvolumens war die Anlage zahlreicher Halden nötig. Das Fördervolumen betrug insgesamt 1,2 Mrd. t, davon gelangten lediglich 200 Mio. t in die Aufbereitung, sodass 1,0 Mrd. t unmittelbar

¹ Von 1946 bis 1953 wurde der Uranabbau durch die Sowjetische Aktiengesellschaft der Buntmetallindustrie – Wismut betrieben. Der Bergbau wurde 1954 durch das zweistaatliche Unternehmen Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft (SDAG) Wismut übernommen. Die Einstellung der gemeinsamen Bergbautätigkeiten und die Umwandlung in die Wismut GmbH wurde 1991 vereinbart. Diese leitet nun die Stilllegung, Sanierung und Rekultivierung der Gewinnungs- und Aufbereitungsbetriebe.

Lösung und Transport durch die Wässer und schließlich die Ablagerung von „Sinterbildungen“. Mit dem Grubenwasser werden v. a. mobile Elemente wie Kupfer, Zink, Cadmium und Quecksilber ausgetragen, während die Eisen- und Mangankrusten als Fallen für Schwermetalle wirken. Die Mineralisation dieser Wässer wird hauptsächlich durch die bei der Verwitterung der Lagerstätten gelösten Schwermetalle und Sulfate bestimmt [BEUGE, 1999; MARTIN, 1994].

2.4 Einschätzung der Belastung von Sedimenten

Zur Einschätzung der Belastung eines Gewässers mit bestimmten Schadstoffen, z. B. Schwermetallen, gibt es verschiedene Ansätze. Ein weit verbreitetes und universell einsetzbares Verfahren für Sedimente ist der Geoakkumulationsindex I_{geo} von MÜLLER [1979]. Dies ist ein Klassifizierungssystem, bei dem auf der Basis von Hintergrundwerten, die lokaler oder globaler Herkunft sein können, die Anreicherung eines Elements im Vergleich zum Basiswert ermittelt wird. Als Bezugsgröße wird häufig der globale Tongesteinsstandard von TUREKIAN & WEDEPOHL [1961; vgl. Tabelle 2.2] verwendet, besser eignen sich aber lokale, geogene Hintergrundwerte. Bei dieser Methode bleiben jedoch toxikologische Aspekte, z. B. die Verfügbarkeit von Schwermetallen, unberücksichtigt. Die einzelnen Klassen für Schwermetalle und Arsen sind im Anhang enthalten.

Tabelle 2.2: Hintergrundwerte bzw. Zielvorgaben für Böden und Sedimente der Klassifizierungssysteme nach MÜLLER [1979] und LAWA [1998a, 1998b; PRANGE, 2000]

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	[mg/kg]						
TGS	13	0,3	90	45	68	20	95
LAWA HGW	-	0,3	80	20	30	25	100
LAWA Ziel	-	1,5	100	60	50	100	200

(TGS: Tongesteinsstandard nach TUREKIAN, 1963, Fraktion < 2 µm; HGW: Hintergrundwert, Fraktion < 20 µm; Ziel: Zielvorgabe nach LAWA, 1998)

Die Bewertung auf Grundlage der Klassifizierung nach der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE) beruht auf sogenannten Zielvorgaben. Diese stellen Orientierungswerte dar, um den Schutz des Gewässers sicherzustellen. Die Ziele wurden aus natürlichen Hintergrundwerten unter Berücksichtigung von ökotoxikologischen Gesichtspunkten ermittelt.

Nach LAWA werden fünf Schutzgüter unterschieden: aquatische Lebensgemeinschaften, Schwebstoffe und Sedimente, Fischerei, Bewässerung landwirtschaftlich genutzter

Flächen und Trinkwasserversorgung. Für das Schutzgut Schwebstoffe und Sedimente wurden für die sieben berücksichtigten Schwermetalle die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung übernommen. Hierauf baut das Gewässergüteklassifizierungssystem mit sieben Klassen auf. Klasse I ist der geogene Hintergrundwert und die Klasse II stellt die beschriebene Zielvorgabe dar (vgl. Tabelle 2.2; LAWA, 1998a, 1998b).

Der Hintergrundwert bildet die Basis dieser Klassifizierungen. Er stellt die Konzentration dar, die nicht anthropogen beeinflusst ist. Dieser Wert resultiert für Sedimente aus der Verwitterung bzw. Erosion der Gesteine und Vererzungen im Einzugsgebiet und wird somit maßgeblich von der Geologie bestimmt. Deshalb sind in Gebieten mit Erzvorkommen erhöhte Werte zu erwarten. Global ermittelte Werte wie der Tongesteinsstandard [TUREKIAN, 1963] können die lokalen Gegebenheiten nicht berücksichtigen. Das Fehlen spezifischer Hintergrundwerte kann zu einer falschen Belastungseinschätzung der Gewässersedimente führen, sodass die Ermittlung der Anreicherung eines Elements idealerweise am lokalen Hintergrund orientiert sein sollte. Für die Einschätzung der tatsächlich anthropogenen Belastung ist die Verwendung der lokalspezifischen Werte unabdingbar. Andernfalls sind die Quellbäche der Mulde, z. B. für Cadmium, aufgrund der lokalen Geologie bereits als übermäßig belastet einzustufen [FURRER, 2000]. Häufig werden daher Mittelwerte innerhalb von (Teil-)Einzugsgebieten verwendet.

Für die Elbe und ihre Nebenflüsse wurde der natürliche Hintergrund im Rahmen des Projektes „Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen“ ermittelt [PRANGE, 1997; FURRER, 2000] und ist nachfolgend für die Elbe insgesamt und für die Teilgebiete Freiburger, Zwickauer und Vereinte Mulde aufgeführt (Tabelle 2.3).

Tabelle 2.3: Hintergrundwerte für die Sedimente der Elbe und Mulde (Fraktion < 20 µm) und Tongesteinsstandard (< 2 µm; PRANGE, 2000; FURRER, 2000; TUREKIAN, 1963)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	U	Zn
	[mg/kg]								
Elbe gesamt	24	0,4	19	117	32	53	29	6,5	150
Freiberger Mulde	42	1,1	16	53	26	30	100	3,1	170
Zwickauer Mulde	24	0,3	11	39	30	34	44	4,2	110
Vereinte Mulde	46	0,8	12	50	34	39	43	7,0	260
TGS	13	0,3	19	90	45	68	20	3,7	95

(TGS: Tongesteinsstandard nach TUREKIAN, 1963, Fraktion < 2 µm)

Auf Grundlage dieser regionalen Hintergrundwerte lässt sich in Anlehnung an PRANGE [1997] ein Bewertungssystem für die vier Flusssysteme erstellen. Hierbei werden die in Tabelle 2.4 beschriebenen sieben Klassen unterschieden. Die Daten der Belastungsklassen für Schwermetalle und Arsen sind im Anhang enthalten.

Tabelle 2.4: Belastungsklassen der Sedimente nach LAWA

Klasse	Beschreibung	Ermittlung
I	anthropogen unbelastet	gemittelter Hintergrundwert
I – II	sehr gering belastet	maximaler Hintergrundwert
II	mäßig belastet	4-facher gemittelter Hintergrundwert
II – III	deutlich belastet	doppelter Wert aus II
III	erhöht belastet	doppelter Wert aus II - III
III – IV	hoch belastet	doppelter Wert aus III
IV	sehr hoch belastet	doppelter Wert aus III - IV

Zur Ermittlung des natürlichen Hintergrundes werden häufig Tiefenprofile von Auen-sedimenten verwendet, da die tieferen Schichten rezente präzivilisatorische Gewässer-sedimente aufweisen. Wegen der regelmäßigen Überflutungen in den Auen sind die oberen Schichten meist anthropogen durch mit dem Wasser transportierte Stoffe aus Abwässern, Bergbau und Landwirtschaft überprägt. Für die Bestimmung des Hintergrundwertes sind tiefe Schichten der Sedimentprofile aus Altarmen ebenfalls geeignet.

2.5 Die Belastungssituation der Elbe und Mulde

Die Elbe ist seit Beginn der Industrialisierung durch die Einleitung zahlreicher ungeklärter Abwässer einer der schmutzigsten Flüsse Europas geworden. In den 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts wiesen auch andere Flüsse auf westdeutschem Gebiet eine starke Belastung mit Schwermetallen auf [BANAT, 1972; LICHTFUß, 1977]. Durchgeführte Untersuchungen der Tonfraktion von Rhein, Weser, Elbe und anderen Flüssen zeigten eine vielfache Anreicherung einiger Schwermetalle, wobei die Elbe mit einer starken Belastung mit Blei, Zink, Cadmium und Quecksilber besonders auffiel. Aufgrund durchgeführter Sanierungen und Verbesserung der Abwasserbehandlung ging die Konzentration der Schadstoffe bis Mitte der 80er Jahre in den westdeutschen Flüssen mit Ausnahme der Elbe generell zurück. In den Elbesedimenten waren nun alle untersuchten Elemente in den höchsten Konzentrationen enthalten [MÜLLER, 1985].

Die anhaltende Belastung der Elbe war auf die Einleitung ungeklärter bzw. unzureichend behandelter kommunaler und industrieller Abwässer in der DDR zurückzuführen. Insbesondere Betriebe der Chemischen Industrie in Buna, Leuna und Wolfen,

der Zellstoff- und Papierindustrie und metallverarbeitenden Industrie waren die Hauptemittenten der Schadstoffe und verursachten die anorganische und organische Belastung. Insgesamt hatte die DDR mit 85 % einen übermäßig hohen Anteil am Eintrag von z. B. Quecksilber in die Nordsee [SIMON, 1991]. Die Wasserqualität der Elbe war 1989 vergleichbar mit der Beschaffenheit des Rheins in den 1970er Jahren zur Zeit seiner maximalen Belastung [ATV-DVWK, 2000], bevor an dessen Lauf zahlreiche Sanierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Seit Anfang des Jahres 1990 kam es aufgrund der wirtschaftlichen Veränderungen in der DDR zu zahlreichen Produktionsstilllegungen bzw. -einschränkungen. Dies bewirkte eine Verbesserung der Wasser- und Sedimentqualität der Elbe, die bereits Mitte 1990 an einem merklichen Rückgang an z. B. Quecksilber im Wasser zu erkennen war [SIMON, 1991; FURRER, 1997].

Nach der Wiedervereinigung wurde erstmals die gesamte Elbe auf ihre Belastung hin untersucht. Dies geschah grenzüberschreitend von der Quelle bis zur Mündung. Seit 1991 laufen an der Elbe und den Nebenflüssen zahlreiche Projekte, die sich mit der Wasserbeschaffenheit, Ökologie und Schwermetallbelastung befassen, z. B. „Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen“ im Verbundprojekt „Elbe 2000“, „Die Schwermetallsituation im Muldesystem“, „Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002“, „Die Elbe und ihre Nebenflüsse“ u. v. a. [PRANGE, 1997; BEUGE, 1999; GELLER, 2004; PRANGE, 2000].

Untersuchungen, die zwischen 1992 und 1998 durchgeführt wurden, zeigten eine Abnahme der Konzentration der Schwermetalle und Arsen in den Sedimenten der Elbe. Hierbei ist Cadmium das bedeutendste Schwermetall, da es wegen seiner Toxizität besonders berücksichtigt werden muss. Gegenüber dem Hintergrundwert ist es stark angereichert, da die Mulde und die Weiße Elster, ein Nebenfluss der Saale, sehr hoch belastet sind. Dies wirkt sich unterhalb der Saalemündung bis nach Hamburg auf die Elbe aus. Quellen sind tschechische Industriebetriebe, der stillgelegte Bergbau im Erzgebirge und das mitteldeutsche Industriegebiet. Aber bereits an der tschechischen Grenze liegen meist erhöhte Belastungen vor.

Die wesentliche Ursache der Zinklast der Elbe ist das Erzgebirge. Da aber bereits auf tschechischem Territorium eine hohe Anreicherung vorliegt, erstreckt sich die hohe Zinkbelastung über den gesamten Elbelauf.

Die Verunreinigung der Elbe mit Blei ist meist mäßig. Dagegen treten sehr hohe Anreicherungen in der Freiburger Mulde auf, wo auch die geogene Hintergrundbelastung erhöht ist (vgl. Tabelle 2.2; PRANGE, 2000).

Mit wenigen Ausnahmen ist Arsen in der Elbe nur gering angereichert, obwohl durch die Mulde eine hohe Arsenfracht in die Elbe eingebracht wird. Aber schon nach wenigen Kilometern ist sie nicht mehr nachzuweisen. Die hohe Arsenbelastung der Mulde ist z. T. geogen bedingt; ein erheblicher Eintrag findet jedoch aus dem ehemaligen Bergbau statt [MÜLLER, 1994].

Unterhalb des Hamburger Hafens nimmt die Konzentration der Schwermetalle ab. Dies ist zum einen durch eine Verdünnung mit gering belasteten marinen Schwebstoffen bedingt. Hauptsächlich ist der Rückgang der Konzentrationen jedoch auf die Wirkung des Hafenbeckens als Sedimentationsfalle zurückzuführen. Die verringerte Fließgeschwindigkeit bewirkt ein Absinken der feinen Bestandteile, in denen die Schwermetalle aufgrund der Adsorption an Tonen angereichert sind. Zur Aufrechterhaltung der Schifffahrt werden jährlich ca. 2 Mio. Tonnen Schlick ausgebaggert, der wegen der enthaltenen Schadstoffe, wie z. B. Cadmium, nicht auf Landflächen ausgebracht werden kann.

Eine wesentliche Funktion als Schadstoffs Senke hat auch der Bitterfelder Muldestausee an der Vereinten Mulde. Aufgrund der Rückhaltung der Schwermetalle im Sediment des Stausees wird die hohe Belastung der unteren Mulde und Elbe sowie des Hamburger Hafens erheblich reduziert. Ohne die Wirkung des Stausees als Schadstofffalle wäre die Belastung an der unteren Elbe zwischen 1993 und 1997 mit Arsen um 30 %, mit Blei um 50 % und mit Cadmium sogar um 90 % höher gewesen [ZERLING, 2001].

Die Mulden selbst sind mit zahlreichen Schwermetallen und Arsen stark belastet. Arsen stammt aus den Erzlagerstätten und der Hüttenindustrie und steigt in der Zwickauer Mulde unterhalb des Reviers Schneeberg stark an. Zahlreiche Bleihütten im Freiburger Revier verursachen eine sehr starke Belastung der Freiburger Mulde mit Blei. Die Zwickauer Mulde hingegen ist nur untergeordnet mit Blei angereichert.

Das Element Cadmium tritt im gesamten Muldegebiet stark erhöht auf. Dies ist zum einen geologisch bedingt, zum anderen durch Austräge aus der Herstellung von Ni-Cd-Akkumulatoren. Eine ähnliche Situation liegt für Zink vor.

Im Gebiet der Zwickauer Mulde ist weiterhin eine Anreicherung an Uran zu finden, die durch die Bergbautätigkeit der WISMUT und deren Altlasten sowie die ehemalige Uranaufbereitung bedingt ist. Die Auswirkungen hiervon sind noch weit unterhalb der Einmündung der Mulde in die Elbe nachweisbar, da nach der Muldemündung der Gehalt der Radionuklide der U-Ra-Reihe in den Sedimenten um Faktor 2 bis 3 ansteigt und erst nach 300 km wieder das Ausgangsniveau erreicht [BARTH, 1998].

Die Zwickauer Mulde lässt sich so als eine Ni-Cr-Co-U-(As)-Provinz charakterisieren, während sich das Einzugsgebiet der Freiburger Mulde als Pb-Zn-Cd-Cu-(As)-Provinz einordnen lässt [BEUGE, 1999].

Punktuelle und zeitlich begrenzte Einleitungen in Form von Havarien stellen eine besondere Gefahr dar, so z. B. in der Uran-Erzaufbereitung Crossen im Jahr 1960 oder eine Cyanid-Havarie an der Zschopau 1976.

Als lang anhaltende diffuse Quellen aus dem ehemaligen Bergbaugebiet des Erzgebirges, die bis heute Emissionen von Schwermetallen verursachen, sind Halden und Absetzbecken aller Bergbauzeiträume entlang der Flussläufe zu nennen. Hierzu zählen auch zahlreiche Kleinhalden aus frühen Bergbauaktivitäten. Weiterhin stellen die Grubenwässer und Abwässer aus kommunalen und industriellen Anlagen punktuelle Quellen von Schwerme-

tallen dar. Besonders im Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde ist der Anteil der metallverarbeitenden Industrie hoch.

Die Gefahr, die von unzureichend gesicherten Halden ausgeht, wurde während des Hochwassers 2002 besonders deutlich. Anfang August fielen starke Niederschläge. Diese erreichten Mitte des Monats ein Maximum, wobei innerhalb von zwei Tagen ein Drittel der sonst üblichen Jahresniederschlagsmenge abregnete. An der Elbe und Moldau wurden extreme Abflüsse und Pegelstände erreicht. Zahlreiche Dammbrüche zogen großflächige Überflutungen nach sich. In den Tälern der erzgebirgischen Flüsse kam es zu weitreichenden Zerstörungen. In der Freiburger und Zwickauer Mulde sowie deren Nebenflüssen wurden wegen der hohen Energie des abströmenden Wassers in großem Umfang stark belastete Sedimente abgetragen und flussabwärts verlagert, bis sie auf überfluteten Flächen abgelagert wurden. Die relativ hohen Konzentrationen der Schwermetalle in den verlagerten Schlämmen entsprach häufig der Vorbelastung der Auenböden, sodass keine weitere Aufkonzentrierung stattfand. Die Erosion ergriff jedoch auch ufernah gelegene Bergbau- und Schlackehalden und Deponien. Allein im Bereich der Freiburger Mulde sind ca. 9.000 t Haldenmaterial abgespült und verlagert worden [RANK, 2004]. In diesen Schlämmen wurden Maximalkonzentrationen für Arsen von 3.800 mg/kg und für Blei von 5.600 mg/kg ermittelt. Wegen der hohen Belastung dieser Schlämme wurden sie nach Möglichkeit beseitigt und entsorgt. Weiterhin wurden aufgrund der starken Niederschläge Schwermetalle und Arsen aus den Grubensystemen verstärkt in die Vorfluter ausgetragen.

Nach dem sehr nassen Sommer 2002 mit dem verheerenden Hochwasser an Elbe und Mulde folgte 2003 ein sehr trockener und heißer Sommer. Die Monate Februar bis September wiesen unterdurchschnittliche Niederschläge auf, sodass Niedrigwasserstände vorherrschten [BELZ, 2004].

3 GEOCHEMIE VON ARSEN UND BLEI

3.1 Arsen

3.1.1 Allgemeines

Historisch betrachtet erlangte Arsen und dessen Verbindungen wegen deren gezielten Verwendung zur Humanintoxikation v. a. im Bereich der Kriminologie seinen Bekanntheitsgrad. Hierfür kam hauptsächlich das geschmack- und geruchlose As_2O_3 zum Einsatz. Als eher harmloses Pigment war es darüber hinaus bereits in der Antike in Form des rötlichen und gelben Sulfids Realgar und Auripigment bekannt.

Arsen ist ein Halbmetall und hat daher sowohl metallische als auch nicht-metallische Eigenschaften. Elementares Arsen liegt bei Raumtemperatur meist in der stabilen Form des grauen Arsens mit einer Dichte von $5,7 \text{ g/cm}^3$ vor. Arsen kommt sowohl in kationischer als auch anionischer Form vor, da die Oxidationsstufen -3 , 0 , $+3$ und $+5$ existieren. Arsen hat nur ein natürliches Isotop mit der Masse 75.

Der mittlere Gehalt in der oberen Kruste beträgt 1,5 bis 2 mg/kg, während Braunkohle wesentlich höhere Konzentrationen von bis zu 1.500 mg/kg enthält, in China sogar bis zu 3,5 %.

Der Mensch nimmt Arsen mit dem Trinkwasser oder durch Inhalation auf. Dabei werden wasserlösliche anorganische Verbindungen zu 80 % in Lunge und Darm absorbiert und im Körper zum weniger reaktiven Monomethyl- und Dimethylarsin umgewandelt. Da während der Biotransformation zusätzlich noch weitere toxische Zwischenprodukte entstehen, führt die Absorption der Vorstufen zur Intoxikation. Die Toxizität des trivalenten Arsens besteht in der Hemmung enzymatischer Reaktionen. Generell führt Arsen zu einer Zerstörung der Erythrozyten. Die tödliche Dosis für den Menschen liegt bei 60 bis 300 mg As_2O_3 . Eine chronische Aufnahme von Arsen hat eine Vielzahl von Symptomen zur Folge, z. B. Schwäche, Diarrhö, Hautläsion. Des Weiteren erhöht es das Krebsrisiko für Haut und Lunge. Nach dem Verzehr von Fisch und Schalentieren steigt der Arsengehalt im Blut z. T. drastisch an. Das dort enthaltene Arsen liegt jedoch als Arsenobetain und -cholin vor, die für den Körper ohne schädliche Wirkung bleiben.

Arsen diente aber auch als Heilmittel. So wurde es zur Behandlung von Rheuma, Asthma, Malaria und der Schlafkrankheit verabreicht. Noch heute gibt es einige wenige Präparate, die Arsen enthalten, z. B. in der Chemotherapie. Außerdem wird es in der Veterinärmedizin gegen Parasitenbefall und zur Steigerung des Wachstums eingesetzt.

Bis heute ist nicht ganz geklärt, ob Arsen eventuell ein essenzielles Spurenelement ist.

Aufgrund der bekannten toxischen Wirkung des Arsens wurde in Deutschland bereits 1975 der Einsatz arsenhaltiger Pestizide in der Landwirtschaft verboten. Der Prüfwert der Bodenschutzverordnung für Ackerböden liegt bei 200 mg/kg, er verringert sich auf 50 mg/kg bei Böden mit zeitweise reduzierenden Verhältnissen. In der Holland-Liste¹ ist als Prüfwert für weitergehende Untersuchungen 30 mg/kg und für Sanierungsmaßnahmen 50 mg/kg angegeben. Kritisch ist die Aufnahme mit dem Trinkwasser. In Deutschland gilt eine Maximalkonzentration von 10 µg/L, welche in einigen Gegenden der Erde aber um ein Vielfaches überschritten wird, z. B. in Bangladesch (vgl. Kap. 3.1.2). Beeinträchtigungen durch z. B. Hautschädigungen treten ab einer täglichen Dosis von 10 bis 20 µg/kg Körpergewicht und Tag auf [BBodSchV, 1999; TrinkwV, 2001; ALLOWAY, 1996; MERIAN, 2004].

3.1.2 Minerale und Verbindungen

Das arsenhaltigste Erz ist der Arsenopyrit (FeAsS). Wegen ihrer Farbe schon sehr lange bekannt sind Realgar (AsS) und Auripigment (As₂S₃). Arsenoxide kommen in 3- oder 5-wertiger Form vor. Das 3-wertige As₂O₃ liegt in der Natur in mehreren Modifikationen vor, z. B. Arsenolith und Claudetit. Außerdem ist es ein Nebenprodukt beim Rösten von Erzen. In wässrigen Lösungen liegt es in dreiwertiger Form sowohl als Kation als auch als Anion vor. Im 5-wertigen Zustand existieren Oxide (AsO₄³⁻), Sulfide (As₂S₅) und Selenide (As₂Se₅). Arsen kann vereinzelt in elementarer Form auftreten (Mineralname Scherbenkobalt).

In vulkanischen und sedimentären Gesteinen und Erzen kommt Arsen hauptsächlich als Sulfid und Arsenid vor. Verwitterung, Vulkanismus, Löslichkeit in Wasser sowie biologische und anthropogene Aktivitäten führten zur Emission in die atmosphärische, terrestrische und aquatische Umwelt. Die heutige Verbreitung des Arsens und die daraus resultierende Umweltverschmutzung wird v. a. durch Verhüttung, Kohleverbrennung und den Einsatz arsenhaltiger Pestizide verursacht. Aber auch natürliche Quellen wie arsenkontaminiertes Grundwasser sind vorhanden.

In Abbildung 3.1 ist das Stabilitätsdiagramm des Arsens enthalten. Es zeigt die beiden vorkommenden Säuren und ihre Ionisationsprodukte bzw. Salze. In Arsensäure (H₃AsO₄) liegt Arsen 5-wertig vor, die zugehörigen Salze sind die Arsenate. Auf der 3-wertigen arsenigen Säure (H₃AsO₃) beruhen die Arsenite.

Arsin (AsH₃) wird in sauren Lösungen in Gegenwart von stark reduzierenden Agenzien wie Zink gebildet. Es ist ein farbloses, stark giftiges Gas und wird für den Nachweis von Arsen in Wässern genutzt (vgl. Kap. 4.6).

¹ Die Verwendung von geogenen Grundkonzentrationen für die Beurteilung von Umweltkontaminationen wurde zuerst in den Niederlanden angewendet. Neben dem Referenzwert wurden der Prüf- und der Sanierungswert eingeführt, die entsprechende Maßnahmen erfordern. Die sogenannte „Holland-Liste“ wurde auch in Deutschland bei der Bewertung von Kontaminationen oft berücksichtigt.

Die Toxizität des Arsens hängt sehr stark von der Verbindung ab, in der es vorliegt. Sie nimmt in der folgenden Reihenfolge ab:

Arsin (AsH_3) \gg Arsen(III)oxid (As_2O_3) > Arsenit (As^{III}) > Arsenat (As^{V}) > Arsensulfide > metallisches Arsen.

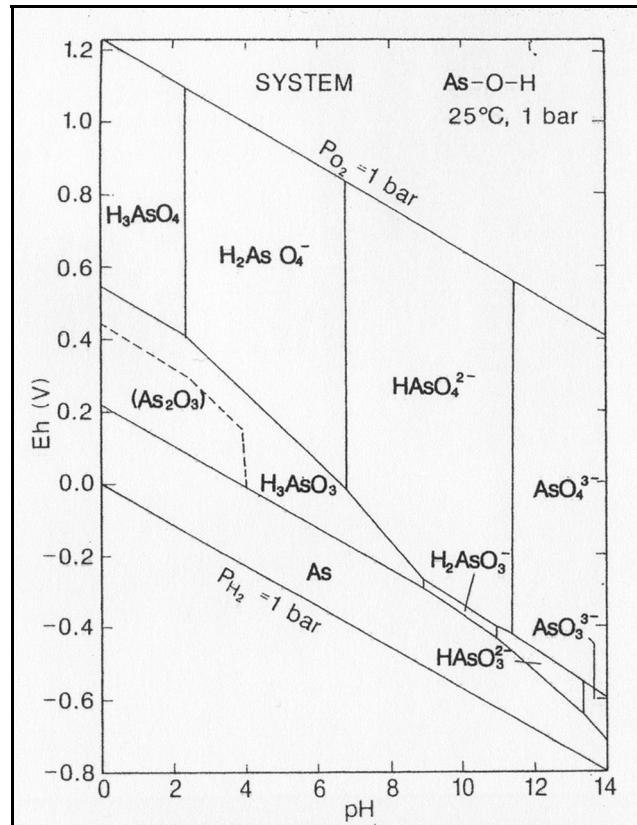


Abbildung 3.1: Stabilitätsdiagramm des Arsens (Aktivität_{As}= 10^{-6} mol/L; aus BROOKINS, 1988)

In organischen Verbindungen kommt Arsen meist als Monomethylarsin oder Dimethylarsin vor, die gasförmig und damit flüchtig sind. In Fisch und Krustentieren liegt es meist in der nicht-toxischen Form Arsenobetain vor.

In der Region von West-Bengalen und Teilen Bangladeschs stellt arsenhaltiges Grundwasser ein sehr großes Problem dar, da dies zur Trinkwasserversorgung mehrerer Mio. Menschen verwendet wird. Der Ursprung des Arsens ist geogener Natur, allerdings sind die Mechanismen zur Freisetzung des Arsens ins Grundwasser noch nicht vollständig geklärt. Der Gehalt kann bis zu 3,7 mg/L betragen, der weit über dem von der WHO empfohlenen Wert von 0,01 mg/L liegt und verursacht zahlreiche Vergiftungserscheinungen bei der Bevölkerung.

Bisher ist nicht vollständig geklärt, wie die geringen Arsenkonzentrationen der Sedimente von 2 mg/kg eine solche Kontamination des Grundwassers hervorrufen können.

Das Grundwasser weist keine Korrelation zwischen dem Arsengehalt und dem hydrochemischen Charakter auf. Auffallend ist nur, dass Wasser mit hoher Arsenkonzentration auch durch hohe Eisen- und Manganwerte gekennzeichnet ist [STÜBEN, 2003]. In den letzten Jahren beschäftigen sich zunehmend Untersuchungen mit der Thematik der Geochemie des Arsens, z. B. AMIRBAHMAN, [2006], FRANCESCONI [2003], GARCIA-MANYES [2002], GRÄFE [2005], HOLLIBAUGH [2005], HUANG [2006], SWARTZ [2004], TAREQ [2003]. Jedoch konnte die Arsenproblematik, v. a. in Südost-Asien, noch nicht vollständig gelöst werden.

Die intensive Bewässerung der Äcker mit arsenreichem Wasser führt in West-Bengalen zu einer jährlichen Zunahme der Arsenkonzentration in der oberen Bodenschicht um 1,1 mg/kg. Während in 1 m Tiefe ein Gehalt von 11,1 mg/kg vorliegt, sind an der Oberfläche (0 bis 5 cm) Werte von 38,2 mg/kg Boden zu finden. Arsen ist einerseits in Eisensilikaten gebunden und somit immobil, andererseits ist es mit Eisen-Oxidhydroxiden ausgefallen und kann bei einer Abnahme des Redoxpotenzials aus diesen freigesetzt werden [NORRA, 2005].

3.1.3 Anthropogene Verbreitung

Arsen wird wegen seiner Toxizität heute noch als Holzschutzmittel eingesetzt. In vielen Ländern ist dies bereits verboten, aber z. B. die USA und Malaysia verwenden weiterhin As_2O_3 . Außerdem wurden Arsenate und Arsenite in großem Umfang bei der Herstellung von Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden verarbeitet. Weitere Einsatzgebiete liegen in der Glasindustrie als Entfärber, bei der Herstellung von Pigmenten und Lichtfiltern sowie in der Keramikindustrie.

Die Emission von Arsen in die Atmosphäre geschieht hauptsächlich durch die Verhüttung von Metallen und die Verbrennung fossiler Brennstoffe. Weiterhin tragen vulkanische (untermeerische) Aktivitäten dazu bei. Die Produktion volatilen Mono-, Di- und Trimethylarsins unter anaeroben Bedingungen durch Bakterien und Pilze wurde unter Hausmülldeponien beobachtet [MERIAN, 2004].

Der natürliche Arsengehalt in Böden beträgt durchschnittlich < 5 mg/kg, in der Nähe von Metallverhüttungsstandorten kann dieser aber auf 1.000 mg/kg ansteigen. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, die mit arsenhaltigen Pestiziden behandelt wurden, kann der Wert bis zu 600 mg/kg betragen.

Die wasserlösliche Konzentration im Boden ist direkt proportional zum Gesamtarsen und indirekt proportional zum Eisen-, Mangan-, Aluminium- und Calciumgehalt, da diese Elemente schwer lösliche und langzeitstabile Komplexe mit Arsen bilden. In durchlüfteten Böden ist As^{V} die dominante Spezies, während unter gering reduzierenden Bedingungen und niedrigem pH-Wert As^{III} vorherrscht. Die Umwandlung von As^{III} in As^{V} ist unter oxidierenden Bedingungen leicht möglich, sodass das Redoxpotenzial und der pH-Wert die wichtigsten Einflussgrößen auf das $\text{As}^{\text{V}}/\text{As}^{\text{III}}$ -Verhältnis darstellen. Oxidation und Reduk-

tion können aber auch durch Mikroorganismen gesteuert werden. Wegen des ähnlichen Verhaltens wie Phosphor wird Arsen in Pflanzen aufgenommen und führt u. a. zu einem verringerten Wachstum.

In Gegenden, in denen Sulfidmineralisationen vorliegen, Bergbau betrieben wird oder die Pestizidindustrie angesiedelt ist, kann im Trinkwasser der Arsengehalt auf 5 mg/L ansteigen, in Extremfällen sogar bis zu 58 mg/L (in Indien) betragen [MERIAN, 2004].

Die Braunkohlekraftwerke in Ostdeutschland führten in den späten 1980er und frühen 1990er Jahren zu einer Belastung der Böden und Pflanzen. Zusätzlich verstärkte das Anstehen von Verwitterungsböden auf Gneisen und Glimmern den Effekt, sodass die Einwohner einen hohen Gehalt von Arsen im Körper aufwiesen.

3.2 Blei

3.2.1 Allgemeines

Bereits vor 2000 Jahren verursachten die vielseitigen Verwendungsmöglichkeiten des Bleis einen hohen Bedarf. Auch heute ist es ein wichtiger Rohstoff für verschiedene Industriezweige.

Blei ist mit einer Dichte von 11,5 g/cm³ ein Schwermetall. Es tritt in den Oxidationsstufen 0, +2 und +4 auf, wobei die Wertigkeit +2 dominant ist. Metallisches Blei oxidiert an der Oberfläche und bildet so eine Schutzschicht aus Pb^{II}-Oxid. Unter Einfluss von Kohlensäure (Wasser und CO₂) bildet sich Bleicarbonat.

Mit einem Ionenradius des Pb²⁺ von 119 pm ist es dem vom K⁺, Ca²⁺ und Na⁺ sehr ähnlich, sodass ein diadocher Ersatz in Feldspäten (v. a. Orthoklasen) möglich ist. Dies kann in Feldspäten zu einer Anreicherung auf 30 bis 70 mg/kg führen, während die durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste 16 mg/kg beträgt. In Böden liegt meist eine Konzentration von < 20 mg/kg vor.

Blei ist nach bisherigen Erkenntnissen kein essenzielles Spurenelement, es hat aber auf den Menschen und andere Organismen eine toxische Wirkung. Die Aufnahme geschieht durch Inhalation oder über die Nahrung. Blei wird überwiegend in das Knochengewebe eingebaut, aber auch in die Leber, Niere und in das zentrale Nervensystem verteilt. Die toxische Wirkung besteht in der Schädigung der Niere, des peripheren Nervensystems und einer Erhöhung des Krebsrisikos.

Aufgrund der Gesundheitsbeeinträchtigung beim Menschen bestehen Grenzwerte. Im Trinkwasser gilt eine Maximalkonzentration von 10 µg/L. Die Bodenschutzverordnung gibt für Park- und Freizeitanlagen einen Prüfwert in Höhe von 1.000 mg/kg und für Kinderspielplätze von 200 mg/kg an. Für Ackerböden ist lediglich der Gehalt im NH₄NO₃-Extrakt genannt, der aber keinen Rückschluss auf den Gesamtgehalt zulässt. Der auf land-

wirtschaftlich genutzten Flächen ausgebrachte Klärschlamm darf einen Gehalt von 900 mg/kg und die zu beaufschlagenden Böden dürfen einen Wert von 100 mg/kg nicht überschreiten. In der Holland-Liste ist als Prüfwert für genauere Untersuchungen 150 mg/kg und für eine Sanierung 600 mg/kg angegeben [BBodSchV, 1999; AbfKlärV, 1997; TrinkwV, 2001; ALLOWAY, 1996].

3.2.2 Minerale und Verbindungen

Das wichtigste Bleierz ist der Bleiglanz (PbS, Galenit), welcher z. B. im Erzgebirge (Freiberg) und im Harz in großem Umfang gefördert wurde. Weiterhin kommen als Minerale Cerrusit (PbCO_3), Hydrocerrusit ($2 \text{PbCO}_3 \cdot \text{Pb(OH)}_2$) und Anglesit (PbSO_4) vor, wobei es sich hier um Verwitterungsprodukte des Bleiglanzes handelt. In Freiberg kommt zudem der Pyromorphit ($\text{Pb}_5[\text{Cl}](\text{PO}_4)_3$) vor, der zur Bleigewinnung abgebaut wurde. Die oxidischen Minerale sind Lithargit (PbO), Plattnerit (PbO_2) und Mennige (Pb_3O_4). Insgesamt gibt es über 200 Mineralisationen, häufig ist Blei in Erzen mit Zink und Silber vergesellschaftet. Nicht-natürliche Minerale sind die Bleisilikate, die in Gläsern und Schlacken enthalten sind. Blei wird durch Schmelzprozesse aus Bleiglanz gewonnen, wobei während des Röstens der Schwefel entfernt wird, um Bleioxid zu erhalten.

Anorganische Pb^{II} -Salze (Sulfid, Carbonat, Sulfat und Hydroxid) sind gering wasserlöslich. Blei bildet anionische Komplexe, sodass im Süßwasser Carbonato-, in Meerwasser Chloro- und im Bodenwasser Humin- und Fulvosäurekomplexe enthalten sind.

3.2.3 Isotopengeochemie

Blei tritt in vier natürlichen, nicht radioaktiven Isotopen auf. Drei von ihnen sind die Endglieder der Zerfallsreihen von Uran bzw. Thorium, wobei jedem Isotop genau ein Mutterisotop zugeordnet werden kann. Ein Isotop ist nicht radiogen (vgl. Tabelle 3.1).

Tabelle 3.1: Bleiisotope und deren Mutterisotope

Pb-Isotop	Mutterisotop	Halbwertszeit [a]	Häufigkeit [%]
^{204}Pb	-	-	1,4
^{206}Pb	^{238}U	$4,5 \cdot 10^9$	24,1
^{207}Pb	^{235}U	$0,7 \cdot 10^9$	22,1
^{208}Pb	^{232}Th	$14 \cdot 10^9$	52,4

In Abhängigkeit vom Alter und der ursprünglichen Uran- und Thoriumkonzentration sind Lagerstätten durch unterschiedliche Bleiisotopenhäufigkeiten charakterisiert. Die

Isotopenzusammensetzung kann als eine Art „Fingerabdruck“ für eine Lagerstätte verwendet werden, da die Isotopie der Orte unterschiedlich ist. Aufgrund der hohen Halbwertszeiten werden die Isotopenverhältnisse innerhalb menschlicher Zeiträume als konstant angesehen [SATIR, 1997]. Mithilfe der Verhältniszahlen der Isotope ist eine gute Vergleichbarkeit gegeben, indem sowohl die radiogenen Isotope mit dem nicht radiogenen ^{204}Pb ($^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$) als auch die radiogenen untereinander (z. B. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) ins Verhältnis gesetzt werden. Der radioaktive Zerfall von Uran beeinflusst demnach die Verhältnisse $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ in der Richtung, dass hohe Urankonzentrationen im Ausgangsgestein die jeweiligen Verhältnisse erhöhen. Weiterhin ist zu beachten, dass 99,3 % des Urans als ^{238}U vorliegen und so die Häufigkeit des ^{206}Pb wesentlich stärker ansteigt. Das Blei aus dem Uranbergbau wird auf diese Weise isotopisch markiert. In Abhängigkeit von den Uran- und Thoriumgehalten entwickeln sich die Isotopenverhältnisse. Bei fehlendem Uran und Thorium bleibt die Isotopie dagegen unverändert.

Prinzipiell sind die Verhältnisse aufgrund des radioaktiven Zerfalls von Uran und Thorium auch für Altersdatierungen verwendbar. Insgesamt kann mithilfe der Isotopenverhältnisse die erdgeschichtliche Herkunft und Genese von Mineralen und Gesteinen bestimmt werden.

Die Unterschiede der Bleiisotopie in Abhängigkeit von der Gesteinszusammensetzung einzelner Liefergebiete von Sedimenten ermöglicht es, deren Anteile im Ablagerungsraum zu berechnen. Solche Mischungsberechnungen sind mit Elementkonzentrationen nicht möglich, da zu viele Einflussgrößen während des Sedimenttransports die ursprünglichen Konzentrationen verändern können. Diese Einflussfaktoren, z. B. Redoxpotenzial, pH-Wert, haben jedoch keine Auswirkung auf die Isotopenzusammensetzung des Bleis. Auf diese Weise kann man die Bleiisotopie als Tracer zur Nachverfolgung von Belastungsprozessen in der Umwelt verwenden und Quellen und Pfade von Kontaminationen bestimmen. In Kap. 3.2.4 werden einige Beispiele zur Anwendung der Isotopenverhältnisse genannt.

3.2.4 Anthropogene Verbreitung

Blei ist ein Element, dass schon zur Zeit der Römer als Werkstoff verwendet wurde. Insbesondere der Einsatz von Bleisalzen als Konservierungsmittel für Wein, in Wasserleitungen aus Bleirohren sowie als Farbe in Glasuren verursachte einen hohen Bedarf. Heute dient das Metall als Werkstoff für z. B. Kabelmäntel, Akkumulatoren und zum Strahlenschutz, während Blei bei der Herstellung von Trinkwasserrohren heutzutage verboten ist. Zu seiner weltweiten Verbreitung trug vor allem der Zusatz von Bleialkylen als Antiklopffmittel zu Benzin bei.

Aufgrund der hohen Dichte wird Blei als Strahlenschutzschild in der Kernindustrie und zur Abschirmung von Röntgenstrahlen verwendet. Die weitaus wichtigste Nutzung liegt heute aber im Einsatz in Batterien.

Die vielseitige Verwendung des Bleis ist v. a. durch seine Nachgiebigkeit und den geringen Schmelzpunkt von 328 °C begründet. Außerdem ist es korrosionsbeständig, sodass es auch als Verwitterungsschutz zum Einsatz kommt. Der vielfache Einsatz des Bleis seit mehreren tausend Jahren hat dazu geführt, dass es heute keinen Ort und kein Medium gibt, das nicht mit anthropogenem Blei angereichert ist. Bergbau, Verhüttung und die Industrie sind wesentliche Quellen, die eine Belastung der Umwelt verursachen. Bereits vor mehr als 2.000 Jahren führte die griechische und römische Blei- und Silberproduktion und -schmelze zu einer Verschmutzung der mittleren Troposphäre. Der kumulative Bleiniederschlag auf den Grönländischen Eisschild über acht Jahrhunderte betrug jedoch nur 15 % des Eintrags im 20. Jahrhundert. Die weitaus größte Verschmutzung stellte der Zusatz des Bleis in Form von Tetraethyl- und Tetramethylblei als Antiklopffmittel in Benzin dar [HONG, 1994].

Die Belastung abgelegener Gebiete wie das Grönlandeis durch den Zusatz von Bleiadditiven in Benzin konnte anhand von Eiskernen nachgewiesen werden. Im Schnee bzw. Eis, das die Mitte der 1960er Jahre repräsentiert, beträgt die Anreicherung des Bleis das ca. 200-fache der Belastung des 5.500 Jahre alten Eises. Die Hauptursache liegt in der Verbrennung von bleihaltigem Kraftstoff. Ab 1930 wurden für die Dauer von 40 Jahren erhebliche Mengen Blei freigesetzt, sodass die Bleikonzentration auch im Eis anstieg (vgl. Abbildung 3.2). Allein in den USA sind auf diesem Weg ca. 5,9 Mio. t Blei in die Umwelt abgegeben worden. Da der Verbrauch an verbleitem Benzin seit 1970 um mehr als 90 % gesunken ist, konnte auch eine Abnahme der Bleikonzentration in Grönland um den Faktor 7,5 festgestellt werden. Gleichzeitig sank der Bleigehalt der Atmosphäre [MIELKE, 1997; BOUTRON, 1991]. Seesedimente in Süddeutschland wiesen ihr Konzentrationsmaximum in einer Tiefe auf, die das Jahr 1970 repräsentiert [DÖRR, 1990].

Torfmoore sind als Archive ebenfalls gut geeignet. Die im 20. Jahrhundert erfolgte Anreicherung des Bleis ist außerdem mit einer Reduzierung des $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisses verbunden. Dies hängt u. a. mit dem Import australischer Erze zusammen, die gering radiogen sind [SHOTYK, 1998].

Weiterhin besteht ein Zusammenhang zwischen dem hohen Verkehrsaufkommen in den Städten und dem Bleigehalt der Böden bis zu 1.200 mg/kg. Die hohe Bodenbelastung ist die Ursache für die Aufnahme von Blei durch Kinder beim Spielen. Dies wurde durch die Bleikonzentration im Blut nachgewiesen. Toxikologische Folgen sind neurologische Anomalien, v. a. Lern- und Verhaltensstörungen. Mit der Reduzierung des verbleiten Benzins seit Mitte der 1970er Jahre nahm parallel auch die Bleibelastung der Kinder ab [MIELKE, 1997].

An verschiedenen Standorten in Europa sind in den Aerosolen unterschiedliche Bleiisotopenverhältnisse ermittelt worden. Dies lässt Rückschlüsse auf die Herkunft des dem Benzin beigesetzten Blei zu [BOLLHÖFER, 2001]. Unter anderem lässt sich das in der DDR verbrannte Benzin vom heutigen verbleiten Benzin unterscheiden. In der DDR wurde hauptsächlich Blei aus der UdSSR bzw. aus Freiberg verwendet, das sich durch etwas hö-

here $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Vergleich zum heute zugesetzten Blei aus der Lagerstätte Broken Hill, Australien, auszeichnet [SATIR, 1997]. Dieser Frage wird im Kap. 8.1.4 mit Hilfe der Bleiisotopenverhältnisse intensiver nachgegangen.

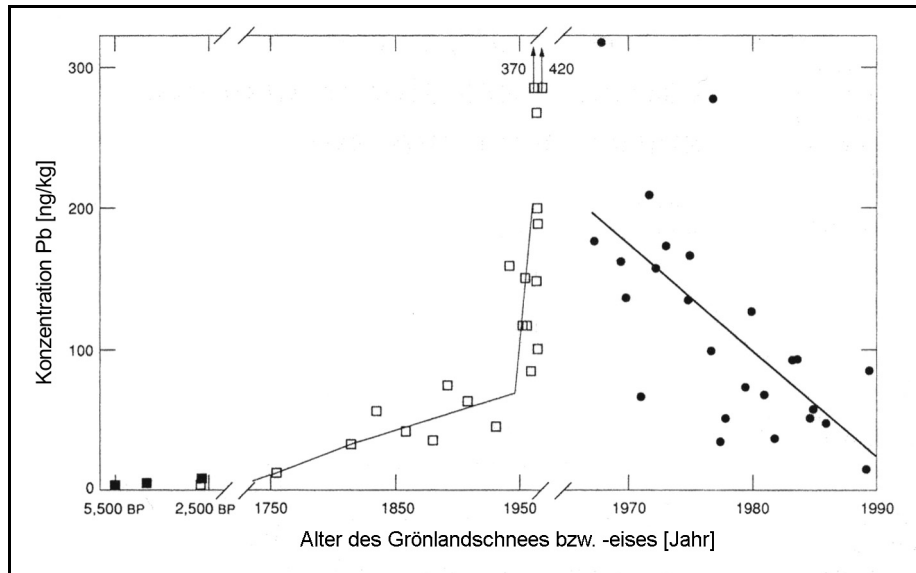


Abbildung 3.2: Veränderungen der Bleikonzentration im Grönlandschnee bzw. -eis (Quadrate: MUROZUMI, 1969; NG, 1981; Punkte: BOUTRON, 1991; aus BOUTRON, 1991, verändert)

Die Bleiisotopie ist insbesondere im Uran-Bergbaugebiet charakteristisch, da sie durch den Zerfall von Uran und Thorium bestimmt wird. Uranmineralisationen sind durch hohe $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse charakterisiert. Der Thoriumgehalt ist gegenüber Uran in diesen Gebieten hingegen meist sehr gering ($\text{Th}/\text{U} \ll 0,1$), was sich in niedrigen $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnissen widerspiegelt. Dadurch ist die Bestimmung der isotopischen Bleizusammensetzung von Sedimenten und Wässern eine gute Methode, um z. B. eventuelle Sickerstellen von Absetzbecken und einen möglichen Eintrag ins Grundwasser nachzuweisen [GULSON, 1989].

Bleiisotopenverhältnisse wurden genutzt, um die Belastung von Gewässern in einem Uranbergbaugebiet in Sachsen zu klären [SATIR, 1997]. Neben dem Bergbau kommen als Quellen außerdem der Kfz-Verkehr, die Industrie (Farbenwerke) und der geologische Untergrund in Frage. Da sich die Isotopie dieser Lieferanten deutlich voneinander unterscheidet, konnte festgestellt werden, dass das Grundwasser des Bergbaugebietes hauptsächlich durch Blei aus anthropogenen und geologischen Quellen beeinflusst wird. Lediglich Oberflächenwasser aus einer Absetzanlage sowie Grubenwässer werden durch die Uranvererzung belastet.

Im Harz führte der über 1.000 Jahre betriebene Bergbau in einem mehrere 1.000 km² großem Umfeld zu erheblichen Anreicherungen von Blei und anderen Schwermetallen in Böden und Sedimenten [ZACHMANN, 1994b; MATSCHULLAT, 1997]. Allein im Bergwerk

Rammelsberg in Goslar wurden ca. 30 Mio. t Erz gefördert. Mit dem Poch- und Waschwasser wurden feine Metallschlämme in die Flüsse gespült und in den Flussauen des Harzvorlandes sedimentiert [GÄBLER, 2000]. Die Schlacken, die während der Verhüttung anfielen, wurden auf nahezu 200 Halden im Harz und am Harznordrand deponiert. Sie sind unter den natürlichen Bedingungen instabil und setzen daher auch heute noch Schwermetalle frei. Weiterhin findet durch Erosion ein beträchtlicher Eintrag in die Vorfluter statt. Insbesondere die Innerste und die Oker sind mit Blei, aber auch mit Cadmium, Kupfer und Zink stark belastet [SCHEFFER, 1998]. Im Bereich des Harzes liegen in den Sedimenten Bleikonzentrationen von bis zu 50.000 mg/kg in der Tonfraktion vor. Gehalte von 10.000 mg/kg wurden auch in der Korngröße $< 63 \mu\text{m}$ im weiteren Flussverlauf bestimmt [EGGERS, 2004]. Neben der Belastung der Flusssedimente ist auch eine generelle Kontamination der Böden im Umfeld der alten Erzverhüttungen vorhanden, da große Bleimengen über den Hüttenrauch großflächig verteilt wurden [ZACHMANN, 1994b; METZGER, 1999]. Eine ähnliche Situation kann für das Erzgebirge im Bereich Freiberg aufgezeigt werden.

Die anthropogenen Quellen des Bleis in der Umwelt überwiegen die natürliche Herkunft durch Verwitterung der Gesteine und Vulkanausbrüche bei Weitem. Der größte Teil wird in den oberen 2 bis 5 cm des Bodens zurückgehalten. Die Auswaschung ist meist vernachlässigbar. Ebenfalls unerheblich ist die Aufnahme durch Pflanzen. Die Verfügbarkeit des Bleis wird durch Adsorption an Mineraloberflächen und Eisenoxiden sowie durch die Bildung stabiler organischer Komplexe eingeschränkt. Weiterhin ist die Ausfällung schwerlöslicher Bleiverbindungen für den geringen Boden-Pflanze-Transfer verantwortlich. Nur ca. 0,003 bis 0,005 % des Bleis im Boden sind für die Pflanzenaufnahme verfügbar [MERIAN, 2004].

Blei gelangt in gelöster Form, aber auch an Feinpartikel gebunden durch atmosphärischen Niederschlag, Abfluss und Abwasser in die Böden und Oberflächengewässer. Die Komplexbildung mit den natürlich vorkommenden Hauptanionen Hydroxid, Carbonat, Sulfid und Sulfat sowie mit organischem Material reduzieren auch hier die Löslichkeit. Blei wird effektiv durch Adsorption an organischem Material und Tonmineralen, durch Ausfällung als unlösliches Salz sowie durch die Reaktion mit Eisen- und Manganoxiden aus der Wassersäule entfernt.

4 METHODIK UND ANALYTIK

4.1 Sedimente als Untersuchungsobjekt

Gegenstand der Untersuchungen waren hauptsächlich Sedimente, da diese gut geeignet sind, den Belastungszustand eines Gewässers zu kennzeichnen. Zu diesem Zweck werden v. a. die Gesamtgehalte und die Bindungsformen der enthaltenen Schwermetalle verwendet. Das feinkörnige Flusssediment spiegelt die langfristige Situation im Gewässer wider; es fungiert als „Langzeitgedächtnis“ und ist unabhängig von jahreszeitlichen Schwankungen. Hingegen kann mithilfe der Wasserphase nur die aktuelle Lage beschrieben werden, sodass lediglich kurzfristige Erscheinungen erfasst werden. Die im Sediment gebundenen Metalle werden z. T. dauerhaft festgelegt. Der Sedimentkörper dient insgesamt als Langzeitspeicher und bildet eine Schadstoffsene, da er Schwermetalle dem Wasser entzieht und bindet. Bei einer Änderung der Randbedingungen, z. B. pH, Redoxpotenzial oder Salzgehalt, können Schwermetalle aber auch wieder freigesetzt und dem Wasser zugeführt werden, sodass das Sediment nun als Schadstoffquelle wirkt. Bei Hochwasser werden die Schlämme mit dem Wasser transportiert und auf den Überschwemmungsflächen wieder abgelagert, die häufig landwirtschaftlich genutzt werden. Deshalb ist ein Vergleich der Schwermetallgehalte der Sedimente mit der Klärschlammverordnung [ABFKLÄRV, 1997] sinnvoll.

Wie bereits in Kap. 2.4 beschrieben wurde, stellen tiefere Schichten von Auenböden generell ältere Sedimente dar und sind deshalb für die Ermittlung von lokalen Hintergrundwerten geeignet. Anhand des Konzentrationsverlaufes von Schadstoffen innerhalb eines Tiefenprofils lässt sich die zeitliche Belastungsentwicklung für diesen Standort abschätzen. Daher wurden Sedimentprofile mit einer Tiefe von maximal 2 m entnommen. Als Probennahmestellen kamen Altarme und Senken in unmittelbarer Nähe zum Fluss in Betracht. Diese werden bei einem höheren Wasserstand überflutet und halten das transportierte Material bei abfließendem Wasser zurück, sodass in diesen Stillwasserbereichen frisches Material sedimentiert. Ebenso wurden Gräben beprobt, die direkten Kontakt zum Fließgewässer haben.

4.2 Probennahme

Die Probennahmekampagnen fanden jeweils im September der Jahre 2002, 2003 und 2004 statt. Die Elbe wurde von Wittenberg bis unterhalb von Magdeburg beprobt. Dadurch

liegen Proben oberhalb des Muldezuflusses, zwischen Mulde- und Saalemündung sowie unterhalb des Saale-Eintrittes vor. Anhand der Veränderungen vor und nach der Mündung der Flüsse soll abgeschätzt werden, welchen Einfluss das eintretende Wasser auf die Elbe hat. Des Weiteren wurden aus der Vereinten Mulde sowie der Zwickauer und Freiburger Mulde Proben entnommen, um die Auswirkung des Bergbaus abzuschätzen. Abbildung 4.1 zeigt die Lage der Probennahmestandorte.



Abbildung 4.1: Lage der Probennahmepunkte [GELLER, 2004; verändert]

In Tabelle 4.1 sind die Standorte an der Elbe, die maximale Tiefe des Profils und die Anzahl der Proben zusammengefasst. Tabelle 4.2 enthält diese Daten für die Muldeproben. Eine genaue Beschreibung der Proben ist im Anhang zusammengestellt.

Die Profile wurden mit einem Pürckhauer von 0 bis 1 m und von 1 bis 2 m abgeteuft. Teilweise kam es in den sandigen Bereichen zu Kernverlust, sodass das Profil unvollständig ist oder eine geringere Tiefe als 2 m aufweist. Vor Ort wurden die Kerne bis zu einer Tiefe von 50 cm in 5-cm-Abständen und darunter in 10-cm-Schritten unterteilt und die Teilproben einzeln in PE-Tüten verpackt. Der Transport wurde unter Argonatmosphäre

und gekühlt durchgeführt. Die Lagerung im Labor bis zur weiteren Bearbeitung der Proben erfolgte bei einer Temperatur von 4 °C und unter Sauerstoffausschluss. Hierzu wurden die Tüten einzeln mit Argon begast und in einem gasdichten Glas aufbewahrt, das ebenfalls mit Argon geflutet war. Diese Prozedur wurde nach jedem Öffnen des Glases wiederholt, um die Proben so wenig wie möglich mit Sauerstoff in Kontakt kommen zu lassen. Auf diese Weise soll eine Veränderung der Bindungsform durch Oxidation verhindert werden.

Tabelle 4.1: Probennahmestandorte an der Elbe

	Standort	Kürzel	max. Tiefe [cm]	Anzahl der Proben	Jahr
Fließrichtung ↓	Kienberge	Ki	200	26	2002
	Apollensdorf	Ap	200	25	2002
	<i>Muldemündung</i>				
	Dessau (Kühnauer See)	De	180	23	2002
	Aken/Ost	AO	190	24	2002
	Aken	Ak	150	18	2002
	Lödderitz	Lö	200	25	2002
	Alt Tochheim	AT	200	24	2002
	<i>Saalemündung</i>				
	Dornburg	D	200	24	2002
	Ranies	R	200	17	2002
	<i>Magdeburg</i>				
	Gerwisch	Ge	140	15	2004
	Schartau	Sch	70	11	2004
	Zerben	Ze	130	18	2004

Tabelle 4.2: Probennahmestandorte an der Mulde

Fluss	Standort	Kürzel	max. Tiefe [cm]	Anzahl der Proben	Jahr
Zwickauer Mulde	Zaßnitz	Za	200	24	2004
Freiberger Mulde	Westewitz	Wes	200	24	2004
Vereinte Mulde	Löbnitz	Lb	150	21	2003
	Möst	Mö	200	25	2003
	Törten	Tö1	200	24	2003
		Tö2	200	25	

Zur Ermittlung des aktuellen Wasserzustandes und zur Vervollständigung der Beschreibung des Gewässers wurden auch Wasserproben mit einem Schöpfer vom Ufer aus genommen. Die Proben wurden in PE-Flaschen gefüllt und luftdicht verschlossen. Die Gefäße sind vorher mit HNO_3 ausgedampft worden, um sie zu reinigen und Memory-Effekte zu vermeiden. Transport und Lagerung erfolgten gekühlt.

Eine Ausnahme bilden die direkt nach dem Rückgang des Hochwassers Anfang September 2002 genommenen Schlämme, die in der Nähe des Flusslaufs von Elbe und Mulde abgelagert wurden („Flutproben“). Hierbei handelt es sich um frische Oberflächenproben, die während der Hochwasserwelle mit dem Flusswasser transportiert wurden und bei Verringerung des Wasserstandes wieder sedimentierten. Dabei wurde ein Abschnitt der Elbe oberhalb der Muldemündung bis unterhalb des Saalezuflusses erfasst. Weiterhin liegt jeweils eine Probe aus direkter Nähe der Mulde und der Saale vor.

Wie bereits in Kap. 2.5 erwähnt, unterscheiden sich die Jahre 2002 und 2003 in ihrer Feuchte erheblich voneinander. Während 2002 die Probennahme direkt nach dem Rückgang des Hochwassers durchgeführt wurde, fand sie 2003 während einer lang anhaltenden Trockenperiode statt. Dies hatte Einfluss auf die Wahl der Standorte, da 2002 Altarme und Senken nur am Rand beprobt werden konnten, während 2003 das Zentrum dieser Rückhaltebereiche erreichbar war.

4.3 Probenaufbereitung

4.3.1 Wasserproben

Die Wasserproben wurden am Tag nach der Probennahme im Labor mit einem Vakuumfiltrationsverfahren durch einen Acetat-Filter mit einer Porenweite von $0,2\ \mu\text{m}$ gefiltert und mit $\text{HNO}_3_{\text{konz}}$ auf eine Säurestärke von 1 % angesäuert. Die Messung auf die enthaltenen Elemente wurde schnellstmöglich durchgeführt. An der ungefilterten Probe wurde zuvor der pH-Wert mit einem pH-Meter (WTW pH 315i; Sonde: SenTix 21) bestimmt.

4.3.2 Sedimentproben

4.3.2.1 Korngrößentrennung

Ermittlung der Korngrößenverteilung

Für die Ermittlung der Korngrößenverteilung wurde in Anlehnung an BACHMANN [2001] eine Kombination aus Siebung und Sinkverfahren angewendet. Nach der Beaufschlagung der Teilprobe mit Wasser erfolgte zur Zerstörung von Aggregaten eine Ultraschallbehandlung mit Direktbeschallung (BANDELIN Sonoplus HD 200, 2 min;

ZACHMANN, 1994a). Anschließend wurde die Probe mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{bidest}}$ durch Nylonsiebe der Maschenweite 630 μm , 200 μm , 125 μm und 63 μm gesiebt. Der Siebdurchlauf wurde in einen Atterberg-Zylinder mit einer Fallhöhe von 25 cm gegeben, um mit der Schlämmung die Fraktionen 63 bis 20 μm , 20 bis 2 μm und $< 2 \mu\text{m}$ abzutrennen. In Abhängigkeit vom zu trennenden Korndurchmesser berechnet sich die Fallzeit (11,6 min für 20 μm bzw. 19 h 24 min für 2 μm bei 20 °C). Nach diesem Intervall befindet sich über dem Ablauf die feinere Fraktion, während die gröbere auf den Boden des Zylinders gesunken ist und daher nicht abgelassen wird. So lassen sich die beiden Körnungen voneinander trennen. Diese Prozedur wurde mit dem jeweiligen Überstand wiederholt und die nächst feinere Korngröße gewonnen. Nach Abschluss der Trennung wurde die Suspension zentrifugiert und der Überstand dekantiert. In diesem befinden sich nicht zentrifugierbare, kolloidale Bestandteile, die mithilfe von HCl_{konz} gefällt werden. Die geflockten Feinstpartikel sind nun zentrifugierbar. Die gewonnenen Fraktionen wurden bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und der Massenanteil an der Gesamtprobe bestimmt.

Frühere Untersuchungen belegen [KRAFT, 2002], dass die vorherige Behandlung mit Ultraschall eine Zerstörung der Aggregate und eine bessere Dispersion hervorruft. Dies führt zur vereinfachten Siebung und einer größeren Erfassbarkeit der entsprechenden Korngröße. Ohne Beschallung wird der Anteil der feinen Bestandteile deutlich unterschätzt.

Bei der Anwendung des Sedimentationsverfahrens zur Trennung von Korngrößen wird der Anteil der feineren Fraktion bei einmaliger Schlämmung erheblich unterbewertet. Bei einer vollständig nassen Siebung ist die Erfassung der Massenanteile wesentlich genauer. Mithilfe der Schlämmung wird dies erst nach 10- bis 15-facher Wiederholung erreicht, da feine Bestandteile mit groben Partikeln mitgerissen werden [HILTMANN, 1998].

Korngrößenabhängigkeit der Metallgehalte

Die Schwermetallgehalte eines natürlichen Sediments werden entscheidend von der Korngrößenverteilung beeinflusst. Die Ursache hierfür liegt vor allem in der Adsorptionsfähigkeit der Tonminerale, sodass in feinen Fraktionen, insbesondere in der Tonfraktion ($< 2 \mu\text{m}$), die höchsten Konzentrationen vorliegen. Der Anteil dieser Fraktion bestimmt daher die Konzentration der Elemente in der Gesamtprobe. In feinkörnigen Sedimenten sind Schwermetalle deshalb häufig angereichert. Weiterhin ist auch die Art der Tonminerale bedeutend.

Ein Vergleich verschiedener Proben ist nur bei identischer Verteilung der Körnung möglich, weil die Metallkonzentration in Sedimenten von der Korngröße abhängig ist. Da diese Situation jedoch kaum gegeben ist, werden für eine bessere Vergleichbarkeit stattdessen gleiche Fraktionen verwendet. In der Literatur werden häufig die Korngrößen $< 2 \text{ mm}$, $< 63 \mu\text{m}$ und $< 20 \mu\text{m}$ verwendet und deren Eignung verglichen [ACKERMANN, 1983; MURRAY, 1999; BOROVEC, 2000]. Umfangreiche Untersuchungen an der Elbe wur-

den an der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ durchgeführt [GELLER, 2004; PRANGE, 1997]. Ein Vorteil der Korngröße $< 63 \mu\text{m}$ gegenüber $< 20 \mu\text{m}$ ist, dass auch Aggregate feinkörniger Partikel erfasst werden. Eine Vergrößerung der Partikel durch Überzüge aus Eisen- und Manganoxiden und -hydroxiden, Sulfiden und organischer Substanz erhöhen die Reaktivität der Oberfläche und somit die Adsorptionsfähigkeit. Daher sind die höchsten Konzentrationen nicht zwingend in der Feinstfraktion enthalten. Dennoch muss berücksichtigt werden, dass wechselnde Anteile der Tonfraktion die Vergleichbarkeit einschränken.

Vorversuche zur Ermittlung der geeigneten Korngröße

Zu Beginn der Untersuchungen wurden die Schwermetallgehalte verschiedener Fraktionen bestimmt, um für die weiteren Analysen eine Korngröße festzulegen. Hierbei kam es auch darauf an, dass die Schwermetallgehalte mit anderen Daten aus der Literatur vergleichbar sind. Weiterhin sollte aufgrund der Vielzahl der Proben der Aufwand zur Gewinnung der Fraktion begrenzt sein.

Anhand von acht Elbeproben aus dem Jahr 2002 wurde die Verteilung der Haupt- und Spurenelemente in den folgenden Fraktionen untersucht: $< 2 \mu\text{m}$, 2 bis $8 \mu\text{m}$, 8 bis $16 \mu\text{m}$ und 16 bis $63 \mu\text{m}$. Die Trennung der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ erfolgte durch Nasssiebung. Die anschließende Schlämmung wurde analog der Ermittlung der Korngrößenverteilung wie oben beschrieben durchgeführt. Die Fallzeit im Atterberg-Zylinder beträgt für $16 \mu\text{m}$ 18,2 min, für $8 \mu\text{m}$ 1 h 13 min und für $2 \mu\text{m}$ 19 h 24 min.

Die Konzentrationen der enthaltenen Metalle wurde mit einem Vollaufschluss (vgl. Kap. 4.4) und der Plasmaemissionsspektrometrie (vgl. Kap. 4.7.1) bestimmt. Da diese Ergebnisse die Aufbereitung der nachfolgenden Proben prägte, wird an dieser Stelle bereits darauf eingegangen.

Die Erwartung, dass die höchsten Konzentrationen der Schwermetalle in der Tonfraktion vorliegen, wurde bestätigt. Bei den meisten Elementen lag hier das Maximum vor. Für die Elemente Arsen, Bismut, Blei, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink wies die Feinstfraktion bei allen Proben den höchsten Gehalt auf. Bei Cadmium und Uran war das Maximum auch in den gröberen Fraktionen zu finden; im Durchschnitt jedoch enthielt die Tonfraktion den höchsten Anteil. In der Fraktion 2-8 μm lagen zwischen 80 und 95 % des ermittelten Höchstwertes vor und bei einer Korngröße von 16-63 μm waren nur noch ca. 50 % der Konzentrationen enthalten. In Abbildung 4.2 sind die relativen Konzentrationen (bezogen auf das Maximum) in den einzelnen Fraktionen für Arsen, Bismut, Blei, Cadmium und Uran dargestellt. Abbildung 4.3 zeigt dies für Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink.

Die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ nimmt dabei eine Zwischenstellung ein, da sie alle untersuchten Fraktionen enthält. Der Gehalt in dieser Fraktion wird aber maßgeblich vom Anteil der Tonfraktion beeinflusst.

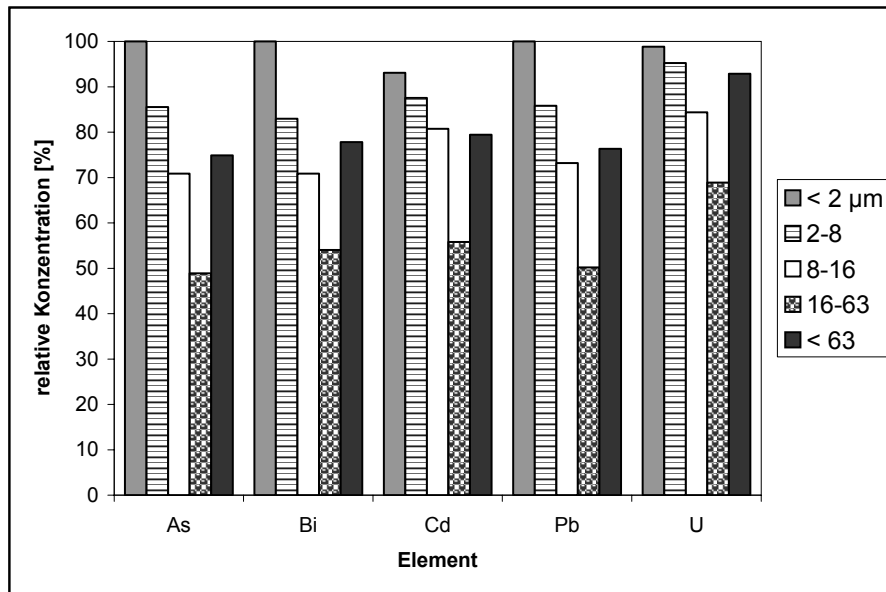


Abbildung 4.2: Vergleich der Konzentrationen von As, Bi, Cd, Pb und U in verschiedenen Fraktionen

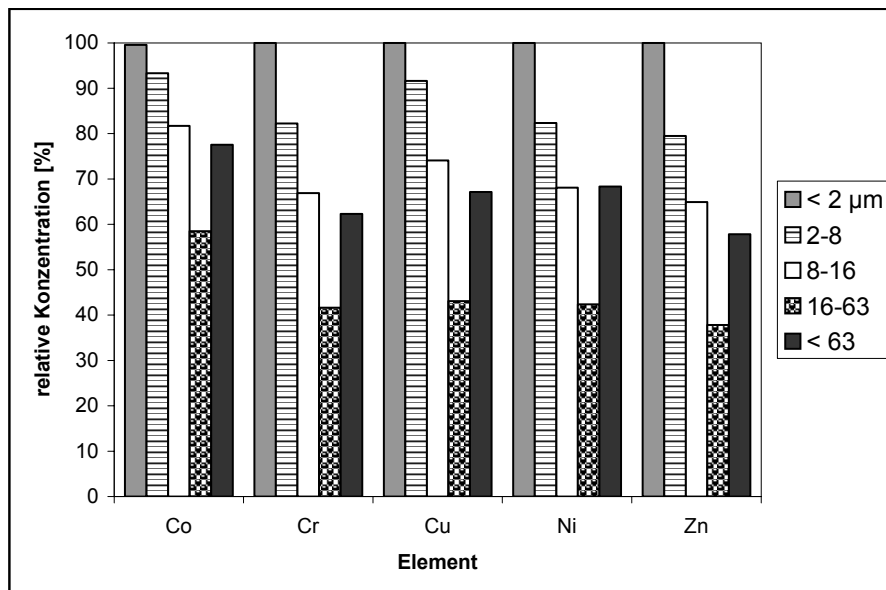


Abbildung 4.3: Vergleich der Konzentrationen von Co, Cr, Cu, Ni und Zn in verschiedenen Fraktionen

Bei den Hauptelementen gilt diese Situation ebenfalls für Aluminium, Calcium, Eisen und Mangan. Bei Kalium, Natrium und Titan liegen die höchsten Konzentrationen in den größeren Fraktionen vor.

Eine Wiederholung der Untersuchung der Schwermetallgehalte in den oben bereits genannten Feinfraktionen mit stark belasteten Muldesedimenten zeigt ebenfalls eine deutliche Zunahme der Konzentration mit abnehmender Korngröße. Dieser Effekt ist bei diesen

Proben jedoch erheblich stärker ausgeprägt, d. h. die Konzentration ist in der Tonfraktion um Faktor 5 höher als in der Fraktion 16-63 μm (vgl. Abbildung 4.4). In der Feinstfraktion liegen Gehalte für Arsen von bis zu 3.800 mg/kg und für Blei von 17.700 mg/kg vor. Ähnlich starke Konzentrationsabnahmen mit Zunahme des Korndurchmessers wurden auch an Elbeproben festgestellt [BOROVEC, 2000].

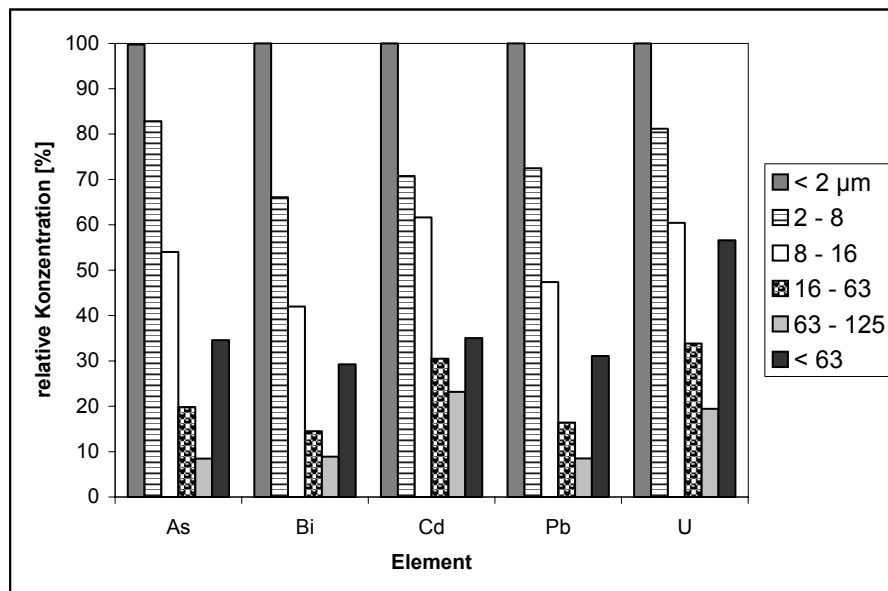


Abbildung 4.4: Vergleich der Konzentrationen von As, Bi, Cd, Pb und U in Fraktionen der Muldeproben

Schwermetalle, die mit dem verunreinigten Muldewasser geliefert werden, werden wegen der Adsorptionsfähigkeit der Tone hauptsächlich an die Feinstfraktion gebunden. In den etwas größeren Fraktionen ist der Anteil der Tonminerale wesentlich verringert und die Bindungsfähigkeit daher begrenzt. Aus diesem Grund ist in diesen Fraktionen die Anreicherung wesentlich geringer.

Die Vergleichbarkeit von Proben wird durch die Wahl einer einheitlichen Fraktion annähernd erreicht. Dennoch wird sie durch unterschiedliche Anteile der Tonfraktion eingeschränkt. Diese Einschränkung gilt sowohl für die Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ als auch für die Korngröße $< 63 \mu\text{m}$. Dabei tritt der „Verdünnungseffekt“ mit der weniger angereicherten Körnung 20-63 μm bei Verwendung von $< 63 \mu\text{m}$ stärker in Erscheinung. Insofern sind beide Korngrößen für die Untersuchungen gleich gut geeignet, aber die Gewinnung der größeren Fraktion ist wesentlich vereinfacht. Dies ist v. a. darauf zurückzuführen, dass die Siebung ausreichend ist und auf eine anschließende Schlämmung verzichtet werden kann. Die alleinige Siebung auf $< 20 \mu\text{m}$ hat sich wegen des hohen Zeitaufwandes als weniger geeignet erwiesen. Aufgrund dieser Ergebnisse wird für die weiteren Untersuchungen die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ verwendet.

An zehn Proben wurde der Einfluss der Siebmethode geprüft. Hier wurden die Trocken- und Nasssiebung unterschieden. Nach vorheriger Trocknung der Probe bei 60 °C, Lockerung im Porzellanmörser und anschließender Siebung wurden nur ca. 40 % des im Vergleich zur Nasssiebung ermittelten Anteils der Fraktion < 63 µm gewonnen. Dieser Effekt hat aber keinen Einfluss auf die enthaltenen Schwermetallkonzentrationen, wie Abbildung 4.5 verdeutlicht. Die Schwankungen sind unwesentlich und auf geringe Inhomogenitäten oder Messungenauigkeiten zurückzuführen. Lediglich beim Calcium ist eine Differenz zu beobachten. Hier ist die Konzentration nach Trockensiebung höher im Vergleich zur Nasssiebung, was auf die Auswaschung wasserlöslicher Verbindungen, wie z. B. CaSO₄, zurückzuführen ist. Im Allgemeinen kann die Nasssiebung eine Lösung der Elemente verursachen, die mit Nitraten, Sulfaten und Carbonaten assoziiert sind [SCHÜTZ, 1981].

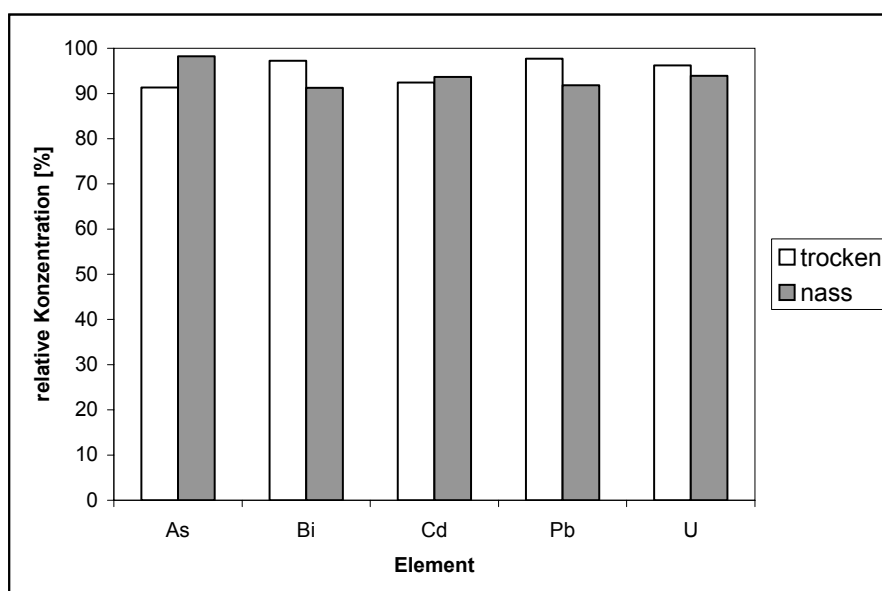


Abbildung 4.5: Vergleich der Konzentrationen von As, Bi, Cd, Pb und U bei Trocken- und Nasssiebung; Fraktion < 63 µm

Im Anschluss an eine Nasssiebung ist eine Zentrifugation und Trocknung der Proben notwendig, wodurch sich der Zeitbedarf der Probenvorbereitung erhöht. Da beide Methoden die gleichen Ergebnisse erzielen, wurde die Trockensiebung für die Gewinnung der verwendeten Fraktion vorgezogen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Wahl des Abtrennverfahrens und die Durchführung einer Ultraschallbehandlung keinen Einfluss auf die Metallgehalte der gewonnenen Fraktion haben. Allerdings ist der erfasste Massenanteil wesentlich verändert. Aufgrund der besseren Durchführbarkeit des Siebverfahrens ist die Verwendung der größeren Fraktion gerechtfertigt, weshalb sich die nachfolgenden Untersuchungen auf die

Korngröße $< 63 \mu\text{m}$ beziehen. Für eine schnellere Gewinnung des Materials wurde die Trockensiebung gewählt.

Das bei der Siebung anfallende Überkorn $> 63 \mu\text{m}$ wurde für die Bestimmung des pH-Wertes verwendet. Hierzu wurde aus dem trockenen Material mit destilliertem Wasser eine Suspension hergestellt, ca. zwei Stunden zur Einstellung eines Gleichgewichts stehen gelassen und anschließend der pH-Wert gemessen.

4.3.2.2 Präparation für die Bleiisotopenbestimmung

Die Verhältnisse der Bleiisotope ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb und ^{208}Pb untereinander ergeben den „Fingerabdruck“ eines Standortes, d. h. sie sind für diesen sehr charakteristisch (vgl. auch Kap. 3.2.3). Die Bleisignaturen geben Aufschluss über die Auswirkung der hohen Bleibelastung der Mulde auf die Elbe, denn es ist zu erwarten, dass der Transport des Muldebleis in die Elbe anhand der Isotopie verfolgt werden kann.

Für die Bestimmung der Bleiisotopenzusammensetzung war eine Abtrennung des in der Probe vorliegenden Bleis erforderlich. Dies wurde mithilfe eines Austauschharzes erreicht.

Zum Einsatz kam Dowex[®] AG 1-X8, ein stark basischer Anionenaustauscher. Der Abtrennungsprozess besteht aus vier Schritten: Konditionierung des Harzes, Adsorption, Reinigung mit einer geeigneten Lösung und der Elution der zurückgehaltenen Ionen. Die Vorbehandlung des Harzes erfolgt mit einer Waschlösung, die der Probenlösung identisch ist, jedoch keine abzutrennenden Ionen enthält. Nach der Aufgabe der Probenlösung, aus der die gewünschten Ionen durch Adsorption entfernt werden, wird eine Reinigung mit der Waschlösung zum Ausspülen gering bzw. nicht adsorbierter Ionen und begleitender Elemente durchgeführt. Die Desorption wird durch die Gabe von Ionen mit höherer Affinität bzw. durch eine höhere Säurestärke bewirkt, da die Adsorption mit zunehmender Acidität linear abnimmt [BIO-RAD, 1982; KORKISCH, 1989].

Allgemeine Angaben zur Selektivität des Austauscher-Harzes finden sich in KORKISCH [1989].

Blei wird in Form eines Anionenkomplexes mit Cl oder Br vom Harz zurückgehalten. Je nach Säurestärke ist $\text{Pb}^{\text{II}}\text{Cl}_3^-$, PbCl_2 oder PbCl^+ prädominant. Bei einer Säurestärke $< 2 \text{ mol/L HCl}$ ist die Adsorption jedoch relativ gering. Aus diesem Grund werden meist durch die Verwendung von HBr statt HCl wesentlich stabilere Anionenkomplexe mit Br eingesetzt. Somit wird eine um Größenordnungen höhere Adsorbierbarkeit gewährleistet. Neben Blei werden auch weitere Elemente adsorbiert, z. B. Zink, Cadmium, Kupfer, Bismut. Bei der Verwendung von 6- bzw. 8-molarer HCl zur Lösung des Bleis werden diese nicht mit ausgespült, was bei einem Einsatz von Wasser als Lösungsmittel nicht gewährleistet ist. Insgesamt lässt sich Blei auf diese Weise aus natürlichen Proben leicht abtrennen. Die Methode ist deshalb weit verbreitet [KORKISCH, 1989].

Die Abtrennung des Bleis wurde im Geochemischen Reinstlabor des Instituts für Mineralogie an der Universität Hannover durchgeführt. Zur Anreicherung und Vorbereitung der Proben, die nach einem Vollaufschluss in 1-molarer HNO_3 vorlagen, wurde ein definiertes Volumen (zwischen 0,3 und 4 mL) eingedampft, in 0,75 mL 0,5-molarer HBr aufgenommen und geschlossen erhitzt. Optimal sollten 200 ng Gesamtblei in diesem Aliquot enthalten sein, da während der Messung ein Vergleich mit einem 200-ppb-Standard herangezogen wird. Die Wiederfindungsrate beträgt ca. 60 %, weshalb eine höhere Bleimasse in die Abtrennung eingegeben wird.

Die Microsäulen waren nach unten durch eine Fritte begrenzt, auf die das Harz aufgegeben wurde. Anschließend wurde es mit 6-molarer HCl , H_2O und 0,5-molarer HBr gereinigt, wobei das aufgegebene Volumen der Reinigungs- und Elutionslösungen jeweils 1 mL betrug. Die abgekühlten Proben wurden hinzugefügt. Nach einer Reaktionszeit von 30 min wurde die Säule mit 0,5-molarer HBr und 2-molarer HCl gewaschen. Die erste Elution des adsorbierten Bleis erfolgte mit 6-molarer HCl . Die Reinigung der Säule wurde nun mit 6-molarer HCl , H_2O und 2-molarer HCl durchgeführt. Die Probenelution wurde eingedampft und in 0,2 mL 2-molarer HCl aufgenommen. Nach der erneuten Bestückung der Säule und einer Reaktionszeit von 30 min wurde das Harz mit 0,5 mL 2-molarer HCl gereinigt. Bei der zweiten Elution erfolgte die Herauslösung des Bleis ebenfalls mit 6-molarer HCl (0,75 mL). Diese Lösung wurde wiederholt eingedampft und in 50 μL HNO_3 konz aufgenommen.

Für die Bestimmung der Bleisotopenverhältnisse wurden acht Profile ausgewählt, aus denen jeweils drei Proben für die Untersuchungen herangezogen wurden. Um die Bleisignaturen aus der Mulde über den gesamten beprobten Abschnitt der Elbe verfolgen zu können, wurden neben den Standorten der Freiburger Mulde (Westewitz), Zwickauer Mulde (Zaßnitz) und Vereinten Mulde (Löbnitz, Törten) jeweils ein Profil oberhalb der Muldemündung (Apollensdorf), zwischen Saale- und Muldeintritt (Lödderitz) und zwei Standorte unterhalb des Saalezutrittes (Dornburg, Zerben) verwendet.

4.3.2.3 Präparation für die Mikrosonden- bzw. Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen

Die Anwendung einer Mikrosonde bzw. eines Rasterelektronenmikroskops bietet zum einen die Möglichkeit, Abbildungen einzelner Sedimentkörner mit starker Vergrößerung und gleichzeitig hoher Auflösung anzufertigen. Zum anderen besteht der wesentliche Vorteil darin, dass mithilfe der gekoppelten energiedispersiven Röntgenanalytik (energy dispersive X-ray, EDX) punktgenau die Elementverteilung bestimmt werden kann. Hierbei sind insbesondere Körner mit hohem Arsengehalt und das gleichzeitige Auftreten anderer Elemente an dieser Stelle von Interesse, um mögliche Bindungspartner zu ermitteln.

Für die Mikrosondenmessungen am Institut für Mineralogie der Universität Hannover wurden die getrockneten Proben der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ verwendet und möglichst gleichmäßig auf ein doppelseitiges, leitendes Klebeband aufgebracht, indem dieses in die Probe

gedrückt wurde. Lose bzw. nicht haftende Partikel wurden mit einem Spray entfernt, bevor das Band auf einem Objektträger aus Glas befestigt wurde. Die so vorbereitete Probe wurde mit Alkohol gereinigt und mit einer Kohlenstoffschicht zur Ladungsableitung bedampft.

Die Präparation für Aufnahmen mit einem Rasterelektronenmikroskop am Institut für Füge- und Schweißtechnik der TU Braunschweig erfolgte analog zu der oben beschriebenen Vorgehensweise. An diesem Institut wurde die Probe jedoch für die Herstellung der leitenden Schicht mit Gold bedampft.

In beiden Fällen wurden Proben aus dem Profil Westewitz an der Freiburger Mulde verwendet, da diese mit Arsen, Blei und Zink hoch belastet sind.

4.3.2.4 Präparation für die Röntgendiffraktometrie

Das Vorhandensein sowie die Art der Tonminerale und deren Quellfähigkeit, mit der eine höhere Adsorption von Schwermetallen einhergeht, ist für die Charakterisierung eines Sediments von großer Bedeutung. Dies beruht darauf, dass die Eigenschaft eines Sediments als Schadstoffsенke vom Tonmineralgehalt und dessen Zusammensetzung bestimmt wird. Aus diesem Grund wurde der Mineralgehalt ausgewählter Proben mit der Röntgendiffraktometrie (X-Ray Diffraction, XRD) bestimmt.

Die Korngrößenverteilung bestimmt in hohem Maße die Mineralzusammensetzung. Während in der Sand- und Schlufffraktion Quarz, Feldspäte und Glimmer vorherrschen, dominieren in der Feinstkornfraktion die Tonminerale. Oxide und Hydroxide, Feldspäte, Quarz, Carbonate, Sulfide sowie organische Substanz können in dieser Fraktion ebenfalls auftreten. Sie sind jedoch meist selten [HILTMANN, 1998].

Um eine Übersicht zu erlangen, wurden aus den Proben der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ Pulverpräparate angefertigt. Hierfür wurden sie im Achat-Mörser aufgemahlen und auf einen Objektträger aus Glas aufgebracht.

Nach ZACHMANN [1994a] schränkt die Herstellung der Präparate ohne definierte Aufbereitung die Reproduzierbarkeit ein, da eine ungleichmäßige Verteilung und Belegungsdichte des Präparates zu Schwankungen der Peakintensität führen. Für die übersichtliche Ermittlung des Mineralgehaltes sind Pulverpräparate ansonsten jedoch gut geeignet.

Für die genauere Bestimmung wurden Präparate aus einer definierten Suspension mit Wasser, die ebenfalls homogenisiert und gemahlen wurde, hergestellt. Diese wurde dreimal auf je einen Objektträger aufgetragen, um drei Teilproben zu erhalten. Eine wurde in diesem Zustand belassen, eine bei 550°C gegläht und die dritte Glykol-Dämpfen ausgesetzt. Das Glähen bewirkt den Zerfall der Gitterstruktur des Kaolinites, wodurch er vom Chlorit unterschieden werden kann. Der Einbau des Glykols in die Zwischenschichten quellfähiger Tone (z. B. Montmorillonit) führt zu einer Aufweitung, sodass eine Verschiebung der Basisreflexe in niedrige Winkelbereiche erkennbar ist.

Aus jedem Profil wurde eine Probe unter Anwendung der drei verschiedenen Behandlungsmethoden untersucht, um einen Überblick über den Mineralgehalt zu erhalten. Aus den beiden Muldeprofilen Zaßnitz und Westewitz wurden vier bzw. fünf Proben analysiert, da diese Profile für die Charakterisierung der Mulde eine große Bedeutung hatten und daher Gegenstand etlicher Untersuchungen waren.

4.3.2.5 Präparation für die Kohlenstoffbestimmung

Da Carbonate und organische Substanz bzw. organischer Kohlenstoff wichtige Bindungspartner von Schwermetallen sind, ist die Bestimmung der jeweiligen Anteile des Kohlenstoffs notwendig. Die Bindung von Metallen an diese beiden Bestandteile wird auch in der sequentiellen Elution erfasst, sodass wechselnde Anteile die Fraktionen beeinflussen.

Der Gesamt- und organische Kohlenstoff wurden in Anlehnung an DIN ISO 10 694 ermittelt. Die carbonatischen Bestandteile werden dabei mit 4-molarer HCl zerstört und entfernt, sodass der verbliebene Gehalt den organischen Kohlenstoff darstellt. Für den Gesamtgehalt ist keine Behandlung der Probe notwendig. Die Einwaage beträgt zwischen 30 und 100 mg. Die Differenz aus Gesamt- und organischem Kohlenstoff ergibt den carbonatischen Anteil.

Alle Proben aus der Elbe und Mulde wurden auf ihren Gehalt an Gesamtkohlenstoff untersucht. Die Ermittlung des organischen Kohlenstoffs erfolgte nur an den Proben, die für weitergehende Untersuchungen, z. B. sequentielle Elution, verwendet wurden.

4.4 Aufschlussverfahren

Die Gesamtgehalte an umweltrelevanten Schwermetallen in Sedimenten geben Auskunft über die potenzielle Toxizität. Häufig sind Grenzwerte, z. B. in der Klärschlammverordnung oder Bundesbodenschutzverordnung [AbfKlärV, 1997; BBodSchV, 1999], an den Totalgehalten orientiert. Sie stellen jedoch nicht die verfügbaren Konzentrationen dar. Die Stärke der Bindung von Schwermetallen ist dabei auch von deren Gesamtgehalt abhängig [ZEIEN, 1995].

Für die Bestimmung der Gesamtgehalte wurden zwei Aufschlussverfahren angewendet: Zum einen kam ein offener Vollaufschluss mit einem HF/HNO₃/HClO₄-Gemisch zum Einsatz. Zum anderen wurde ein geschlossener Mikrowellenaufschluss mit HNO₃ durchgeführt.

Beim Flusssäureaufschluss werden die Silikate in Form von SiF_x abgedampft, sodass Si nicht bestimmt werden kann. Bei diesem Verfahren gehen aber auch flüchtige Elemente wie Arsen und Quecksilber teilweise verloren. Die Einwaage betrug ca. 200 mg und das Säuregemisch bestand aus 2 mL HClO₄, 7 mL HNO₃ und > 7 mL HF. Die Proben wurden

in 20 mL 1-molarer HNO_3 aufgenommen, sodass ein Verdünnungsfaktor von ca. 100 vorlag.

Die Klärschlammverordnung regelt das Ausbringen von Flussschlamm, z. B. aus dem Hamburger Hafen, auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Sie bezieht sich auf königswasserlösliche Anteile. Da im HF-Aufschluss auch die harten und schwer löslichen Minerale zerstört werden, liegen die ermittelten Gehalte beim Vollaufschluss über denen eines Königswasseraufschlusses. Dieser Effekt ist v. a. bei Elementen, die in Silikaten oder in unlöslichen Oxiden enthalten sind, zu beobachten. Aluminium, Chrom oder Zirkon sind hierfür typische Vertreter. Beim Vergleich mit diesen Grenzwerten ist dies zu berücksichtigen.

Der Aufschluss im Mikrowellengerät (CEM Mars 5) wurde in Anlehnung an DIN ISO 11 466 durchgeführt. Hierzu wurden 100 mg Probe mit 10 mL HNO_3 konz versetzt und unter Anwendung einer Temperaturrampe auf 140 °C erhitzt. Dabei nimmt auch der Innendruck in den Aufschlussgefäßen stetig zu. Die Aufschlusslösung wurde mit destilliertem Wasser auf einen Faktor von 1.000 verdünnt. Mit dieser geschlossenen Methode sollte eine Verflüchtigung von Arsen verhindert werden. Dies war v. a. bei Proben mit sehr hohen Arsengehalten von Bedeutung. Deshalb wurden nur die Proben des Profils Westewitz zusätzlich mit der Mikrowelle aufgeschlossen, wodurch außerdem ein Vergleich beider Methoden ermöglicht wurde.

4.5 Elutionsverfahren

4.5.1 Sequentielle Elution in Anlehnung an FÖRSTNER

4.5.1.1 Allgemeines

Spurenelemente sind in den Gewässern bzw. deren Sedimenten z. T. in sehr geringen Konzentrationen enthalten. Doch auch geringe Gehalte dieser Schadelemente, wie z. B. Arsen, Cadmium oder Chrom, können eine toxische Wirkung auf die im Wasser lebenden Organismen haben.

Die Eigenschaft der Sedimente, als Senke für Schadstoffe zu fungieren, wird durch die Möglichkeit der Akkumulation v. a. an Tonmineralen hervorgerufen. Der Sedimentkörper wirkt somit als Puffer, da er Schwermetalle aus der Flüssigphase entfernt und immobilisiert. Diese festgelegten Metalle können aber langfristig bei einer Änderung des Milieus im Sediment (pH, Redoxpotenzial, Salzgehalt) wieder freigesetzt werden. Aus diesem Grund ist es von Bedeutung, in welcher Form bzw. mit welcher Stärke die Schwermetalle im Sediment gebunden sind.

Da nur die verfügbaren Anteile ökologisch wirksam sind, lassen die Gesamtgehalte umweltrelevanter Schadstoffe im Sediment nur eine unzureichende Aussage über das Ge-

fährdungspotenzial zu. Die Totalgehalte geben den maximalen Inhalt der Elemente an. Die Mobilität, biologische Verfügbarkeit und Toxizität sind aber von der Form der Elemente und deren Bindungsstärke abhängig. Arsen ist z. B. in seinen anorganischen Bindungsformen generell stark toxisch, wobei As^{III} wesentlich toxischer ist als As^{V} . Arsenobetain wiederum ist relativ harmlos. Auch Chrom weist in den Oxidationsstufen +3 und +6 sehr verschiedene Toxizitäten und Löslichkeiten auf.

Da die Konzentrationen der Mineralisationen häufig unterhalb der Nachweisgrenze liegen, lassen sich die Bindungsformen der Spurenelemente röntgenographisch nicht bestimmen. Mithilfe sequentieller Elutionsverfahren können die vorliegenden Spurenmineralisationen bzw. Bindungsformen abgeschätzt werden.

Leicht freisetzbare Konzentrationen werden als mobile Anteile bezeichnet, da sie bereits bei einer geringen Änderung der Ablagerungsbedingungen (z. B. die Verringerung des pH-Wertes) wieder in die Wasserphase abgegeben werden. Definierte Bindungsformen kennzeichnen diese mobilen Phasen, die durch schrittweise Elution mit verschiedenen Lösungsmitteln aus der Festphase gelöst werden können. Hierbei werden nacheinander Extraktionslösungen zunehmender Aggressivität und Acidität der Probe zugeführt, wobei eine sukzessive Auflösung der Trägerminerale erfolgt. Den einzelnen Lösungsmitteln sind operationell definierte Bindungsformen zugeordnet, die spezifische Bindungspartner von (Schwer-)Metallen darstellen. Wegen des stufenweise verstärkten Auflösungsvermögens der Reagenzien werden zunehmend stärker gebundene Schwermetalle erfasst. Die Unterteilung erfolgt meist in die folgenden Phasen, deren Bindungsstärke in der Reihenfolge zunimmt: wasserlöslich, austauschbar, reduzierbar, oxidierbar und residual. Je nach verwendeter Methodik werden weitere Bindungsformen erfasst, z. B. carbonatisch.

Ein hohes Gefährdungspotenzial geht dabei von den Bindungen geringer Stabilität aus, da diese die leicht freisetzbaren bzw. verfügbaren Anteile enthalten. Dies sind v. a. durch Adsorption gebundene Metalle sowie Mineralisationen, die eine geringe Stabilität aufweisen, z. B. Limonit (FeOOH ; ZACHMANN, 1994b). Hohe Schwermetallgehalte in den mobilen Fraktionen sind ein Indikator für die anthropogene Verschmutzung des Sediments [SINGH, 1998]. Die Summe dieser Phasen muss daher bei der Abschätzung der kurzfristigen Gefahr, die durch Rücklösung der Schwermetalle aus dem Sediment besteht, berücksichtigt werden. Durch die Erfassung des Schwermetall-Gesamtgehaltes und der Fraktionen verschiedener Bindungsstärken kann das Nachlieferungsvermögen in mobile Phasen abgeschätzt werden.

Hauptbindungspartner der Schwermetalle sind Eisen- und Manganoxide und -hydroxide, organische Substanz, Tonminerale und z. T. Carbonate. Wesentlich ist dabei die Adsorption, die u. a. vom pH-Wert, der Adsorberkonzentration und der Ionenstärke abhängig ist. Weiterhin findet ein Einbau in die Kristallgitter statt. Die Bindung kann spezifisch oder unspezifisch sein, wobei mit zunehmendem Gesamtgehalt die Spezifität und damit die Stärke der Bindung abnimmt [ZEIEN, 1995]. Die Bildung von Metall-Hydroxo-

Komplexen an den Oberflächen der Oxide sowie die Substitution im Kristallgitter sind spezifisch, während Coulombsche Kräfte zur unspezifischen Bindung gehören.

Besonders wichtig ist die Verteilung der Bindungsformen der Hauptelemente Aluminium, Calcium, Eisen und Mangan, da deren Mineralisationen die Hauptbindungspartner darstellen. Weiterhin spielt die Bindungsstärke der Spurenelemente bei der Beurteilung einer möglichen Remobilisierung eine entscheidende Rolle. Zwischen den mobilen Fraktionen und den nachlieferbaren Anteilen besteht ein Fließgleichgewicht, das bei einer Änderung der Ablagerungsbedingungen eine Nachlieferung bewirkt. Mit steigender Belastung und abnehmendem pH-Wert wird das Gleichgewicht zu mobileren Anteilen verschoben, da die unspezifische Adsorption mit geringerer Bindungsstärke zunimmt [ZEIEN, 1995]. Im neutralen bis schwach alkalischen Milieu sind spezifische Bindungen vorrangig.

Sequentielle Extraktionen können auch bei der geochemischen Exploration von Vererzungen eingesetzt werden, da so Informationen über die geologische Situation, Typ und Grad der Verwitterung sowie über die chemische Form der Erze und begleitender Elemente gewonnen werden können. Anhand der Untersuchung der Vorflutsedimente ist es möglich, mineralische Lagerstätten zu identifizieren [CHAO, 1984].

Im Laufe der Zeit wurden zahlreiche sequentielle Extraktionsverfahren entwickelt. Eines der ersten Standardverfahren war eine mehrstufige Elution von TESSIER [1979]. Diese Methode wurde mehrfach modifiziert, z. B. FÖRSTNER [1982], ZEIEN [1995], GIBSON [1986], RAURET [1989] und die verschiedenen Verfahren mit ihren Unterschieden gegenüber gestellt [CHAO, 1984; URE, 2002]. Von der Europäischen Union wurde eine Standardisierung vorgeschlagen, um die Vergleichbarkeit zu verbessern [QUEVAUVILLER, 1994; ehemals BCR-Verfahren]. Darüber hinaus sind einstufige Auslaugungsversuche gebräuchlich, z. B. zur Ermittlung der pflanzenverfügbaren Anteile [URE, 2002]. Weit verbreitet und häufig angewendet wird das in Tabelle 4.3 gezeigte sechsstufige Extraktionsverfahren nach FÖRSTNER [1982], das auch von BEUGE [1999] an der Mulde und in leicht veränderter Form von JAKOB [1990] verwendet wurde.

Sequentielle Elutionen haben im Vergleich zu einstufigen Verfahren den Vorteil, dass die Phasenspezifität verbessert ist, da mit der Abfolge der zunehmenden Lösungskraft die Selektivität der einzelnen Lösungsmittel ausgenutzt wird [URE, 2002].

4.5.1.2 Einschränkungen

Bei der Anwendung sequentieller Elutionen sind einige Einschränkungen zu berücksichtigen. Ein wesentliches Problem besteht darin, dass die Extraktionsmittel nur bedingt selektiv und phasenspezifisch wirken. Stattdessen werden operationell definierte Bindungsformen beschrieben, in denen unterschiedliche Bindungen zusammengefasst sind. Jedes Elutionsmittel kennzeichnet eine bestimmte Bindungsgruppe. Weiterhin bestehen zahlreiche Übergänge zwischen den Phasen, die ebenfalls berücksichtigt werden sollten, aber nicht erfasst werden können. In einem natürlichen System liegen amorphe und meta-

stabile Bindungen vor, deren klare Abtrennung nicht möglich ist, sodass lediglich eine Annäherung an die eigentliche mineralogische Zusammensetzung erreicht wird [ZACHMANN, 1994b].

Tabelle 4.3: Sequentielle Extraktion nach FÖRSTNER [1982]

Phase	Bindungsform	Lösungsmittel	pH	Schüttelzeit [h]
1	austauschbar	Ammoniumacetat $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, 1 mol/L	7	2
2	carbonatisch	Natriumacetat CH_3COONa , 1 mol/L	5	5
3	leicht reduzierbar (Mn-Oxidhydroxide)	Hydroxylammoniumhydrochlorid $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$, 1 mol/L	2	12
4	weniger leicht reduzierbar (Fe-/Mn-Oxide)	Ammoniumoxalat/Oxalsäure $(\text{COONH}_4)_2/(\text{COOH})_2$, 0,2 mol/L	3	24
5	organisch/sulfidisch	Wasserstoffperoxid/Ammoniumacetat H_2O_2 , 30 %; $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, 1 mol/L	7	24
6	residual	$\text{HNO}_3/\text{HF}/\text{HClO}_4$		

Die Erfassung der austauschbaren Schwermetallgehalte mit Ammoniumacetat kann zu einer pH-Erhöhung führen. Damit wird eine Fällung von Metallhydroxiden ermöglicht, die der Komplexbildung mit Acetat entgegenwirkt [URE, 2002]. ZEIN [1995] stellte fest, dass es zur partiellen Lösung oberflächennaher Carbonat- und Oxidanteile sowie zur teilweisen Extraktion metallorganischer Komplexe kommt, sodass eine Überbewertung stattfindet.

Des Weiteren setzt das Natrium-Acetat in Phase zwei bereits an anorganische und organische Substrate spezifisch gebundene Metalle frei [TESSIER, 1979]. Außerdem werden neben den mit Carbonaten assoziierten Metallen auch solche aus Hydroxiden freigesetzt [HANAHAN, 2004].

Amorphe Oxidhydroxide des Eisens und Mangans sorbieren Spurenelemente stark und werden mit der Zeit in eine weniger mobile, spezifisch adsorbierte Form umgewandelt. Die Extraktion mit 0,1-molarer Hydroxylammoniumhydrochlorid-Lösung setzt Metalle aus amorphen Manganoxiden mit einem geringen Angriff der Eisenoxide frei. Die Erhöhung der Molarität auf 1 mol/L (vgl. Tabelle 4.3) verursacht eine verstärkte Lösung aus Eisenoxiden.

Die Lösung kristalliner Oxide mit dem Oxalsäure/Oxalat-Gemisch ist nur bedingt möglich. So wird das gut kristalline Eisenoxid Hämatit nur gering erfasst [ZEIN, 1995]. Dies führt zu einer Verschiebung in die Residualphase. Die Extraktion ist außerdem licht-

empfindlich und muss daher im Dunkeln erfolgen. Die Schwermetalle werden mit Ausnahme von Blei und Cadmium freigesetzt, da deren Oxalate schwer löslich sind.

Im fünften Schritt der Extraktion werden sulfidische und organische Bestandteile mit Wasserstoffperoxid gleichzeitig oxidiert. Dadurch ist keine Trennung dieser beiden Bindungspartner möglich. Insgesamt findet durch die vorangegangenen Extraktionsschritte eine Unterbewertung dieser Phase statt, da bereits durch die Säurewirkung und Komplexbildungskraft der Lösungsmittel eine frühzeitige Herauslösung stattfindet. Des Weiteren ist die Oxidation mit H_2O_2 unvollständig [ZEIEN, 1995; CHAO, 1984]. Hinzu kommt, dass die Extraktionsfähigkeit des anschließend verwendeten Lösungsmittels unzureichend ist. In eindeutig anoxischen Proben werden nur geringe Anteile von z. B. Eisen und Blei in dieser Phase extrahiert. Stattdessen sind erhöhte Gehalte in der residualen Fraktion zu finden [VAN DER VEEN, 2004]. Aus den genannten Gründen wurde das Verfahren in diesem Schritt modifiziert (vgl. Kap. 4.5.1.3).

Für die Vergleichbarkeit der Proben ist es unerlässlich, das Feststoff-/Lösungsverhältnis und die Schüttelzeit konstant zu halten [RAURET, 1989].

Die Durchführung der Extraktion mit getrockneten Proben gibt nur näherungsweise die tatsächlich vorliegenden Bindungsformen wieder. Infolge der Oxidation durch Trocknung kommt es zu einer Verschiebung, die sowohl zu den mobileren, als auch zu den stärker gebundenen Phasen erfolgen kann. Unter anoxischen Bedingungen sind die sulfidischen Formen sehr stabil, infolge der Oxidation kommt es aber in schwach gepufferten Sedimenten zu einer Absenkung des pH-Wertes und damit zu einer verstärkten Freisetzung von Schwermetallen [CALMANO, 1992]. Insbesondere auf die Eisenspeziation hat die Trocknung anoxischer Sedimente großen Einfluss: Sulfate und Sulfide gehen verloren, indessen nimmt die Häufigkeit der Oxidhydroxide zu [CLARK, 2000]. Die durch Oxidation freigesetzten Metalle werden durch Okklusion in und Sorption an frisch gebildete Eisenoxide wieder immobilisiert [SINGH, 1998]. Allgemein können während der Extraktion stattfindende Wiederausfällung und Readsorption von Metallen das Ergebnis verfälschen [TEUTSCH, 2001].

Weiterhin treten neben den methodischen Problemen Fehler bei der Durchführung auf. So führt der Verbleib eines geringen Rückstandes der Extraktionslösung im Gefäß nach dem Dekantieren zu Verschleppungen in den nächsten Schritt. Materialverluste infolge des Überführens in andere Reaktionsgefäße wurden dadurch minimiert, dass lediglich für den abschließenden Gesamtaufschluss ein Wechsel des Gefäßes stattfand.

Trotz der erläuterten Einschränkungen erweist sich die sequentielle Extraktion als geeignete Methode, die Bindungsformen der Elemente, insbesondere der Schwermetalle, zu ermitteln. Die Abschätzung einer Umweltgefährdung durch hohe Schadstoffkonzentrationen ist allein durch die Bestimmung der Gesamtgehalte nicht zu erreichen. Von entscheidender Bedeutung sind die leicht verfügbaren Anteile der toxischen Elemente. Mithilfe der

mehrstufigen Extraktion ist es möglich, die Mobilität der Metalle und somit das Langzeitverhalten des Sediments abzuschätzen.

Für die Ermittlung der Speziation des Urans wurde von PERCIVAL [1990] ein Extraktionsschema entwickelt. Hier wird bereits im zweiten Schritt durch Zugabe von H_2O_2 die Oxidation der organischen Bindungen bewirkt. Dadurch ist es möglich, dass amorphe Eisen-Oxidhydroxide ebenfalls oxidiert werden und somit nicht mehr in ihrem Originalzustand vorliegen. Dies könnte die Einschätzung des Adsorptionspartners verfälschen. Aus diesem Grund erscheint das Verfahren nur bedingt geeignet und wurde nicht angewendet.

Neben den nasschemischen Verfahren der sequentiellen Extraktion existieren auch instrumentelle Nachweismethoden zur Speziesbestimmung. Insbesondere hochauflösende Röntgenanalytik wie die EXAFS (extended X-ray absorption fine structure, Röntgenabsorptionsfeinstruktur-Spektroskopie) geben Aufschluss über die unmittelbare Umgebung von Metallen. Hierbei wird die Elektronenkonfiguration auf der Oberfläche von Metallen untersucht. Auch die Röntgendiffraktometrie und Röntgenabsorptionsspektroskopie sind zur Identifikation der Struktur kristalliner Komponenten geeignet. Weiterhin werden für die Untersuchung der Lösungsspezies in Wässern chromatographische Trennungsmethoden in der Gaschromatographie oder in der Hochleistungsflüssigchromatographie mit der Atomabsorption oder Plasmaemission für die Speziationsanalytik gekoppelt. Zu nennen ist außerdem die Nukleare Magnetresonanzspektroskopie, die eine Identifikation des Oxidationsstatus und der Elektronenkonfiguration von Metallen in Festkörpern ermöglicht.

4.5.1.3 Modifizierung des Verfahrens

Die Grundlage für das in der vorliegenden Arbeit angewendete Verfahren ist die in Tabelle 4.3 beschriebene Methode nach FÖRSTNER [1982]. Dies ist in der Literatur häufig zu finden und wurde bereits bei früheren Untersuchungen an Elbe und Mulde [BEUGE, 1999; VAN DER VEEN, 2004] eingesetzt.

Wie bereits in Kap. 4.5.1.2 beschrieben wurde, sind einige Einschränkungen hinsichtlich der Selektivität und Phasenspezifität zu berücksichtigen. Auch die unvollständige Oxidation der Sulfide und deren Lösung waren nicht zufriedenstellend, weshalb Versuche zur Modifikation dieser fünften Phase durchgeführt wurden. Zum einen wurde die Intensität der Behandlung mit H_2O_2 variiert, zum anderen das anschließend verwendete Lösungsmittel zur Extraktion der neu gebildeten Oxide verändert.

Die Oxidation der Sulfide und der organischen Substanz erfolgte offen bei einer Temperatur von ca. $85\text{ }^\circ\text{C}$, wobei das Probengefäß in einem mit Wasser gefüllten Becherglas auf der Heizplatte auf die gewünschte Temperatur gebracht und die H_2O_2 -Lösung in diesem Wasserbad eingedampft wurde. Die dabei stattfindende Oxidation kann sehr plötzlich und heftig auftreten, was sich bis zu einem Überschaumen des Reaktionsgefäßes steigern kann. Dabei ist darauf zu achten, dass es zu keinem Verlust von Probenmaterial kommt, indem die Reaktion eventuell mit Wasser gebremst wird. Trotz der starken Reaktion

scheint keine vollständige Oxidation stattzufinden [VAN DER VEEN, 2004]. Um nun die Intensität der Behandlung zu erhöhen, wurde die Probe mit dem zugesetzten H_2O_2 abgedeckt eine Stunde erhitzt und erst anschließend die Lösung eingedampft. Die Kontaktzeit der Probe mit dem Oxidationsmittel wurde somit erheblich verlängert. Generell wurde die Anwendung einmal wiederholt, um wieder frisches H_2O_2 mit der Probe zur Reaktion zu bringen. Das Fortschreiten der Oxidation zeigt sich in einer deutlichen Bleichung der Probe. Bei sehr hohen Gehalten an organischem Kohlenstoff ist eventuell eine nochmalige Wiederholung erforderlich.

Der zweite Ansatzpunkt betrifft das Extraktionsmittel. Laut FÖRSTNER [1982] kommt hier wiederholt Ammoniumacetat zum Einsatz, das bereits zur Lösung der austauschbar gebundenen Metalle im ersten Schritt verwendet wird. Deshalb ist zu vermuten, dass es nicht aggressiv genug ist bzw. die reduzierende Wirkung nicht ausreicht, Oxide in Lösung zu bringen. Stattdessen erfolgt die Extraktion mit dem Oxalsäure-Oxalat-Gemisch, dessen Lösungsfähigkeit zuvor im vierten Schritt ausgenutzt wird.

Aus diesen Modifikationen ergaben sich für den fünften Elutionsschritt vier Behandlungsmethoden, die an zwei Elbeproben durchgeführt wurden:

- offene H_2O_2 -Behandlung
Extraktion mit NH_4 -Acetat
- offene H_2O_2 -Behandlung
Extraktion mit Oxalsäure/ NH_4 -Oxalat
- abgedeckte H_2O_2 -Behandlung
Extraktion mit NH_4 -Acetat
- abgedeckte H_2O_2 -Behandlung
Extraktion mit Oxalsäure/ NH_4 -Oxalat

In Abbildung 4.6 ist exemplarisch die Verteilung der Bindungsformen des Zinks dargestellt. Daraus ist deutlich zu erkennen, dass die Wahl des Extraktionsmittels einen wesentlichen Einfluss auf den Nachweis der sulfidischen Phase hat. Das Oxalsäure-Oxalat-Gemisch ist erheblich besser zur Extraktion der neu gebildeten Oxide geeignet als NH_4 -Acetat. Die Elution mit NH_4 -Acetat täuscht vor, dass keine sulfidischen bzw. organischen Verbindungen des Zinks vorliegen. Stattdessen werden diese Anteile in die Residualfraktion verschleppt, die dadurch überbewertet wird.

Die Art der Behandlung mit H_2O_2 zeigte jedoch keinen erkennbaren Unterschied, so dass die Oxidation durch eine verlängerte Reaktionszeit nicht verbessert wird. Da ein ähnlicher Befund auch für andere Metalle gilt, wurde das Extraktionsschema im fünften Schritt angepasst, indem die Oxidation offen durchgeführt wurde, die anschließende Extraktion jedoch mit dem Oxalsäure-Oxalat-Gemisch erfolgt.

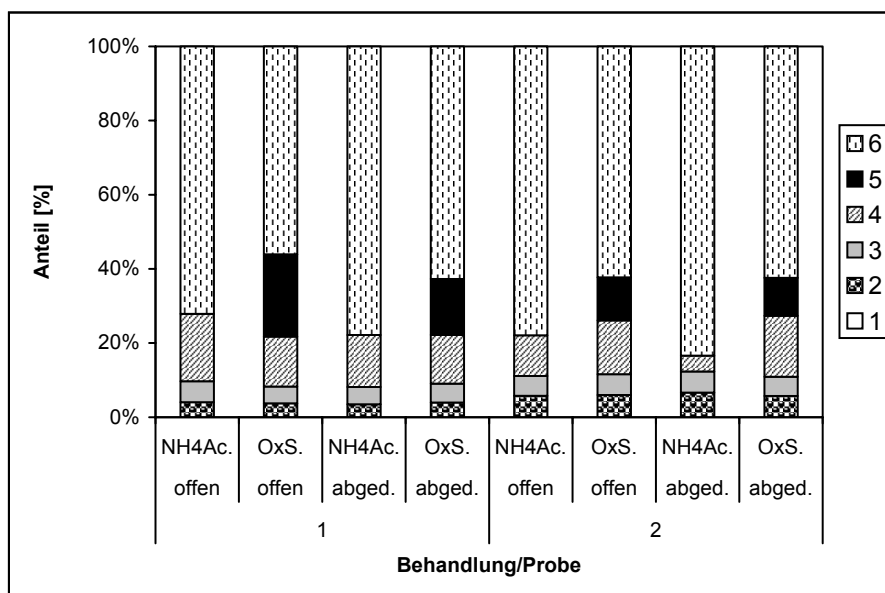


Abbildung 4.6: Einfluss der H_2O_2 -Behandlung und des Extraktionsmittels auf die Verteilung der Bindungsformen des Zn (NH4Ac.: NH_4 -Acetat, OxS.: Oxalsäure-Oxalat-Gemisch; 1: austauschbar, 2: carbonatisch; 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual)

Das angewendete Verfahren ist in Tabelle 4.4 zusammengefasst:

Tabelle 4.4: Modifiziertes Verfahren der sequentiellen Elution

Schritt	Bindungsform (Lösungsmittel)	pH	Schüttel- zeit [h]	Feststoff-/ Lösungsverhältnis
1	austauschbar (NH_4 -Acetat)	7	2	1:20
2	carbonatisch (Na-Acetat)	5	5	1:20
3	leicht reduzierbar ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$)	2	12	1:100
4	weniger leicht reduzierbar (Oxalsäure/ NH_4 -Oxalat)	3	24	1:100
5	sulfidisch/organisch (H_2O_2 ; Oxalsäure/ NH_4 -Oxalat)	7	2 + 24	1:100
6	residual ($\text{HF}/\text{HClO}_4/\text{HNO}_3$ -Aufschluss)			

Die einzelnen Bindungsformen lassen sich wie folgt charakterisieren:

1. austauschbare Phase:

In dieser Phase sind die austauschbaren, leicht löslichen und mobilen Anteile der Metalle enthalten. Sie sind hauptsächlich adsorptiv an den Oberflächen von Tonmineralen, Eisen- und Manganoxiden und -hydroxiden sowie an organische Substanz gebunden. Diese Kationen können bereits durch Wasser oder wässrige Lösungen z. T. freigesetzt werden.

2. carbonatische Phase:

Durch die Auflösung der Carbonate werden die in carbonatischen Mineralisationen vorliegenden Metalle freigesetzt. Die Zerstörung der Carbonate im Sediment kann durch die Absenkung des pH-Wertes des Fließgewässers erfolgen und somit ist es möglich, dass Anteile von Schwermetallen in Lösung gehen. Generell tragen Carbonate maßgeblich zur Festlegung von Schwermetallen bei [CABRAL, 1998].

3. leicht reduzierbare Phase:

Hierin sind die amorphen Mangan- und Eisenoxide und -hydroxide und die daran gebundenen Elemente enthalten.

4. weniger leicht reduzierbare Phase:

Die kristallinen Oxide und Hydroxide des Eisens und Mangans werden aufgelöst und die enthaltenen Schwermetalle freigesetzt. Weiterhin werden Aluminiumoxide und -hydroxide zerstört.

5. sulfidische/organische Phase:

Nach der Oxidation der Sulfide und der organischen Substanz bewirkt die Lösung der Oxide die Freisetzung der sulfidgebundenen und organisch festgelegten Elemente.

6. Residualphase

Mithilfe des Vollaufschlusses werden alle verbliebenen Minerale zerstört und die in den Kristallgittern, z. B. Silikaten eingebauten Metalle können erfasst werden. Diese Elemente sind sehr stabil gebunden und daher für eine Umweltgefährdung nicht relevant. Die Fraktion kennzeichnet den geogenen Anteil.

Für die Ermittlung der Bindungsformen wurde getrocknetes Material der Korngröße $< 63 \mu\text{m}$ verwendet. Die während der Trocknung stattfindende Oxidation kann eine Verschiebung der Bindungsformen bewirken, die sowohl zu den mobileren als auch zu den stabileren Phasen erfolgen kann. Die Ermittlung der tatsächlichen Bindungsformen ist dadurch nur bedingt möglich. Die Trocknung bei 60°C soll die Veränderungen möglichst gering halten.

Aus den Elbeprofilen Apollensdorf, Aken/Ost, Lödderitz und Dornburg sowie aus den Proben der Vereinten Mulde bei Löbnitz, Möst und Törten wurden jeweils zwei Proben für die sequentielle Elution ausgewählt. Somit wurde der Elbeabschnitt oberhalb der Mulde-

mündung bis unterhalb des Saalezutrittes erfasst. Weiterhin wurden jeweils acht Proben aus der Freiburger und Zwickauer Mulde (Zaßnitz und Westewitz) der Elution unterzogen, da diese beiden Standorte stark mit Schwermetallen belastet und deren Bindungsformen deshalb von besonderer Bedeutung sind.

Die Proben wurden in Zentrifugengläser eingewogen, mit dem Extraktionsmittel beaufschlagt und die Gläser dann im Dunkeln für die angegebene Dauer auf einem Überkopfschüttler mit 5 U/min geschüttelt. Sie wurden anschließend 10 min bei 2.000 g zentrifugiert und die Extraktionslösung dekantiert. Auf die verbliebene Probe konnte nun das nächste Lösungsmittel aufgegeben werden. Die Wasserstoffperoxid-Behandlung erfolgte mit insgesamt 50 mL, die in Schritten von 10 mL der Probe zugefügt und eingedampft wurden. Die schrittweise Zugabe soll für eine vollständigere Oxidation sorgen, indem wiederholt frisches Oxidationsmittel mit der Probe in Kontakt kommt. Diese Prozedur wurde ebenfalls im Zentrifugenglas durchgeführt, wobei dies in ein wassergefülltes Becherglas gestellt wurde. Somit wurden Verluste und Kontamination durch den Wechsel des Reaktionsgefäßes verhindert. Für den abschließenden Vollaufschluss wurden die Proben mit Wasser in Aufschlussgefäße aus Teflon überführt, eingedampft und anschließend mit den Säuren beaufschlagt.

Die dekantierten Lösungen wurden in PE-Flaschen überführt und bis zur Messung an der ICP-MS bzw. ICP-OES kühl gelagert. Die verwendeten Standards zur Kalibrierung wurden der jeweiligen Matrix durch Zugabe des Extraktionsmittels in der entsprechenden Verdünnung angepasst. Um die Matrixeffekte zu verringern war es erforderlich, die Eluate zu verdünnen. Insbesondere im Schritt vier führten Oxalat-Ausfällungen an der Zerstäuberspitze (Meinhard-Zerstäuber) zu einer erheblichen Drift, die durch häufige Überprüfung der Messgenauigkeit mit den Standards und einer anschließenden Korrektur ausgeglichen wurden.

Die Genauigkeit der Extraktion wurde durch einen Vergleich der Summe der sechs Phasen mit dem Gesamtaufschluss überprüft. Abweichungen treten sowohl in Form von Über- als auch Unterbefunden auf. Sie werden durch Ungenauigkeiten in der Durchführung verursacht, z. B. Undichtigkeit der Gefäße, oder durch die eingeschränkte Reproduzierbarkeit der Messungen wegen der genannten Matrixeffekte. Inhomogenitäten der Probe und dadurch verursachte Unterschiede zwischen dem Gesamtaufschluss und der Summe der Teilschritte sind dadurch minimiert, dass hier getrocknete und gesiebte Proben zum Einsatz kamen, die als homogen angenommen werden. Für die Verteilung der Bindungsformen wurden nur Proben berücksichtigt, deren Abweichungen von den Gesamtgehalten maximal 20 % betrugen.

4.5.2 Sequentielle Elution in Anlehnung an KEON

4.5.2.1 Allgemeines

Das Tiefenprofil Westewitz an der Freiburger Mulde weist nahezu über die gesamte Tiefe eine sehr hohe Konzentration an Arsen auf (vgl. Kap. 6.2.2). Der Maximalgehalt beträgt in einer Tiefe von 125 cm 1.310 mg/kg. Diese zum Teil extrem hohen Werte veranlassen zu einer speziell auf Arsen abgestimmten Untersuchung der Bindungsformen, da für dieses Sediment ein hohes Gefährdungspotenzial anzunehmen ist. Die hohe Energie des Flusses bei Hochwasser kann zu einer erheblichen Erosion des Sediments führen, das flussabwärts auf den Überflutungsflächen sedimentiert wird. Während des Sommerhochwassers 2002 wurden bereits größere Massen aus der Mulde und ihrer Nebenflüsse fortgespült und flussabwärts auf überschwemmten Flächen abgelagert. Diese sind häufig landwirtschaftlich genutzt, sodass die Belastung durch das angeschwemmte Material und die Verfügbarkeit der enthaltenen Schwermetalle von großer Bedeutung sind. Die Gründe, warum die Ermittlung der Bindungsformen eines Elements bzw. Schwermetalls als Information zusätzlich zu den Gesamtgehalten für die Abschätzung der Umweltgefährdung unerlässlich ist, wurden bereits in Kap. 4.5.1.1 erläutert.

Einen Überblick über die verschiedenen Möglichkeiten der Arsenspeziation, insbesondere über die Trennungs- und Detektionsmethoden, geben GONG et al. [2002].

KEON et al. [2001] entwickelten eine sequentielle Extraktion, um speziell die Mobilität von Arsen in Sedimenten einschätzen zu können. Die Beweglichkeit und der Transport von Arsen in der Umwelt werden v. a. durch die Bindung in der festen Phase von Böden und Sedimenten beeinflusst. Wesentliche Bindungsmechanismen sind die gemeinsame Ausfällung mit amorphen und kristallinen Eisen-Oxidhydroxiden sowie die Sorption an kristalline Eisen-Oxidhydroxide, Sulfide, Tonminerale und organische Substanz. Außerdem kann Arsen in Pyrit durch Substitution des Schwefels aufgenommen werden [BLANCHARD, 2007]. Bereits kleine Gehalte von Eisen-Oxidhydroxiden binden den überwiegenden Anteil des extrahierbaren Arsens [NORRA, 2005]. Positive Korrelationen zwischen Arsen und Eisen in den Schritten 3 bis 5 bestätigen die Bindung an Eisen-Oxidhydroxide [SWARTZ, 2004].

Weiterhin treten eigenständige Arsenoxide und –sulfide auf. Hierbei besteht eine starke Abhängigkeit vom Redoxzustand des Sediments. Dieser wird maßgeblich von dem Vorhandensein und der Aktivität der Mikroorganismen bestimmt. Die mikrobielle Zersetzung des organischen Materials führt zu anoxischen Bedingungen im Sediment, sodass Eisen und Mangan sowie schließlich auch Sulfat reduziert werden. Die zeitliche Abfolge der aufeinander folgenden Oxidationen bzw. Reduktionen ist in Abbildung 4.7 dargestellt. Die Reduktion des Mangans beginnt bereits bei höherem Redoxpotenzial als die Umwandlung des Fe^{III} . Diese wiederum überschneidet sich mit der Sulfat-Reduktion, sodass

die Ausfällung von Eisensulfid möglich ist. Die umgekehrte Oxidation beginnt bei einem Redoxpotenzial, das identisch ist mit dem Wert, bei dem die Reduktion einsetzte.

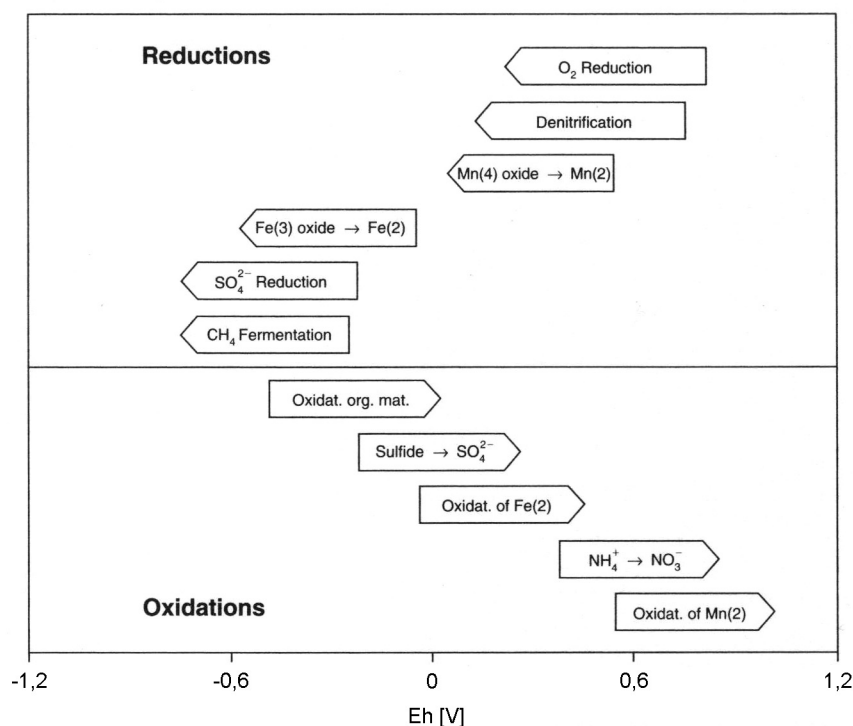


Abbildung 4.7: Reihenfolge wichtiger Redoxprozesse bei pH 7 (aus APPELO, 2005; verändert)

Die Methylierung des Arsens durch Mikroorganismen zu Monomethylarson- und Dimethylarsinsäure verringert die giftige Wirkung [PONGRATZ, 1998]. Grundsätzlich bestimmt die Oxidationsstufe des Arsens in seinen Verbindungen maßgeblich die Toxizität und Mobilität. In oxischem Milieu formt As^V stabile Komplexe mit Eisenhydroxiden oder Arsenoxid-Mineralen. As^V ist somit generell weniger toxisch als As^{III} . Eisenreduzierende Bedingungen führen zur Reduktion von As^V zu As^{III} , sodass bei einer sulfidischen Umgebung Arsen an Pyrit adsorbiert bzw. eine gemeinsame Ausfällung auftritt und As^{III} -Sulfidminerale gebildet werden. Beim Vorhandensein organischer Substanz können auch Huminsäurekomplexe mit As^{III} und As^V bestehen [KEON, 2001].

Bei der Extraktion handelt es sich um ein achsstufiges Verfahren, das prinzipiell der unter Kap. 4.5.1 beschriebenen Methode ähnelt. Auch hier werden der Probe zunehmend aggressivere Lösungsmittel zugegeben, sodass zu Beginn die Bindungen geringer Stabilität gelöst und im weiteren Verlauf die stärker gebundenen Anteile in Lösung gebracht werden. Die einzelnen Schritte sind Tabelle 4.5 zusammengefasst.

Das Feststoff-/Lösungsverhältnis beträgt in allen Schritten 1:100. Die Beaufschlagung der Probe mit den nacheinander folgenden Lösungen wird laut Beschreibung unter Sauer-

stoffausschluss im Handschuhkasten durchgeführt, wohingegen der Schüttelvorgang und die Zentrifugation der geschlossenen Reaktionsgefäße an der Luft erfolgen.

Tabelle 4.5: Sequentielle Extraktion nach KEON [2001] (AVS: acid volatile sulfur – säurevolatiler Schwefel)

Schritt	Lösungsmittel	Bindungsformen des As	pH	Schüttelzeit [h]
1	MgCl ₂ , 1 mol/L	ionisch gebunden	8	2
2	NaH ₂ PO ₄ , 1 mol/L	stark adsorbiert	5	16
3	HCl, 1 mol/L	gebunden an AVS, Carbonate, Mn-Oxide und sehr amorphe Fe-Oxidhydroxide		1
4	NH ₄ -Oxalat/Oxalsäure, 0,2 mol/L	gebunden an amorphe Fe-Oxidhydroxide	3	2
5	Ti ^{III} -Citrat-EDTA-Carbonat, 0,05 mol/L	gebunden an kristalline Fe-Oxidhydroxide	7	2
6	HF, 10 mol/L	As-Oxide und gebunden in Silikaten		1
7	HNO ₃ , 16 mol/L	gebunden an Pyrit und amorphes As ₂ S ₃		2
8	HNO ₃ , 16 mol/L + 30 % H ₂ O ₂	residual		

Im ersten Schritt werden die austauschbar gebundenen Anteile gelöst und die schwach adsorbierten Metalle durch Magnesium ersetzt. MgCl₂ hat wie alle Salze von starken Säuren den Vorteil, dass der pH-Wert am Austauscher nicht beeinflusst wird und dass oxidische/hydroxidische Phasen nicht angegriffen werden [URE, 2002]. Mit der 1-molaren Salzsäure wird säurevolatiler Schwefel (acid volatile sulfur, AVS) gelöst. Dabei gehen amorphe Sulfide in Lösung, während kristalline Sulfide wie Pyrit nicht zerstört werden. Das Extraktionsmittel des vierten Schrittes ist analog zur Lösung der anderen Extraktion (siehe Kap. 4.5.1). Das Ti^{III}-Citrat-EDTA-Gemisch ist ein starkes Reduktionsmittel, sodass kristalline Eisenoxide erfasst werden. Als pH-Puffer wird NaHCO₃ zugesetzt, da es andernfalls zur pH-Abnahme kommt [RYAN, 1991]. In den letzten drei Schritten erfolgt die Zerstörung der stabilen Minerale. Zuerst wird mit Flusssäure die Lösung der Silikate bewirkt und anschließend werden mit Salpetersäure Pyrit und Auripigment (As₂S₃) zerstört. Zum Schluss wird erneut mit Salpetersäure unter Einwirkung von Wasserstoffperoxid ein Aufschluss durchgeführt.

4.5.2.2 Modifizierung des Verfahrens

Auf die allgemein bei sequentiellen Extraktionen zu berücksichtigenden Einschränkungen wie begrenzte Selektivität der Lösungsmittel oder die Tatsache, dass es sich um operationell definierte Bindungsformen handelt, wurde bereits in Kap. 4.5.1.2 ausführlich eingegangen.

Das in Tabelle 4.5 aufgeführte Verfahren verwendet im sechsten Schritt Flusssäure als Extraktionsmittel. In der Säure wird im Anschluss an die Extraktion der Gehalt an Arsen und anderen Elementen bestimmt. Um die Unfallrisiken durch den Gebrauch der Flusssäure zu vermeiden, wurde das Verfahren angepasst und auf die Durchführung des sechsten Schrittes verzichtet. Stattdessen erfolgte zum Abschluss ein offener Aufschluss mit einem HF/HNO₃/HClO₄-Säuregemisch, bei dem die Säuren vollständig verdampft werden (analog Gesamtaufschluss, vgl. Kap. 4.4). Das angepasste Verfahren ist in Abbildung 4.8 zusammengefasst.

Wie bereits oben erwähnt, hat die Oxidationsstufe des Arsens einen entscheidenden Einfluss auf die toxische Wirkung der Verbindungen. Aus diesem Grund ist es von großer Bedeutung, den Redoxzustand der Probe möglichst unverändert zu belassen und die Bindungsformanalyse mit frischem Material unter anoxischen Bedingungen durchzuführen. Die Extraktion muss daher unter Sauerstoffausschluss im Handschuhkasten mit Inertgasatmosphäre aus Stickstoff oder Argon erfolgen. Nur so können die tatsächlich vorliegenden Bindungsformen festgestellt werden. Die während der Trocknung der Probe stattfindende Oxidation hat andernfalls nicht nachvollziehbare Veränderungen zur Folge [VAN DER VEEN, 2003]. Im Falle des Arsens kommt es zu einer teilweisen Umwandlung des As^{III} in As^V [ORERO ISERTE, 2004]. Die vorgenommene Lagerung der Proben in Argonatmosphäre soll eine Oxidation der Proben vor der Extraktion verhindern, ist jedoch nicht gänzlich auszuschließen (vgl. Kap. 4.2).

Zur Überprüfung der Veränderungen der Bindungsformen durch die Oxidation der Metalle und sulfidischen Bestandteile, die während der Trocknung der Proben bei 60 °C stattfindet, wurde die Extraktion sowohl mit frischem Material im Handschuhkasten unter Sauerstoffausschluss als auch mit getrockneten Proben an der Luft durchgeführt. Hierbei wurde jeweils die Gesamtprobe verwendet, da eine Siebung des frischen Materials im Handschuhkasten wegen der schwierigen Handhabbarkeit vermieden werden sollte. Die Bindungsformanalyse mit getrockneten und frischen Proben ermöglicht den Vergleich der Phasen und somit Aussagen darüber, inwieweit die Trocknung zu einer Veränderung der ursprünglich vorliegenden Bindungsformen führt. Weiterhin kann geklärt werden, ob unter oxidierenden Bedingungen eine stärkere Festlegung des Arsens erfolgt oder ob daraus eine höhere Mobilität hervorgeht.

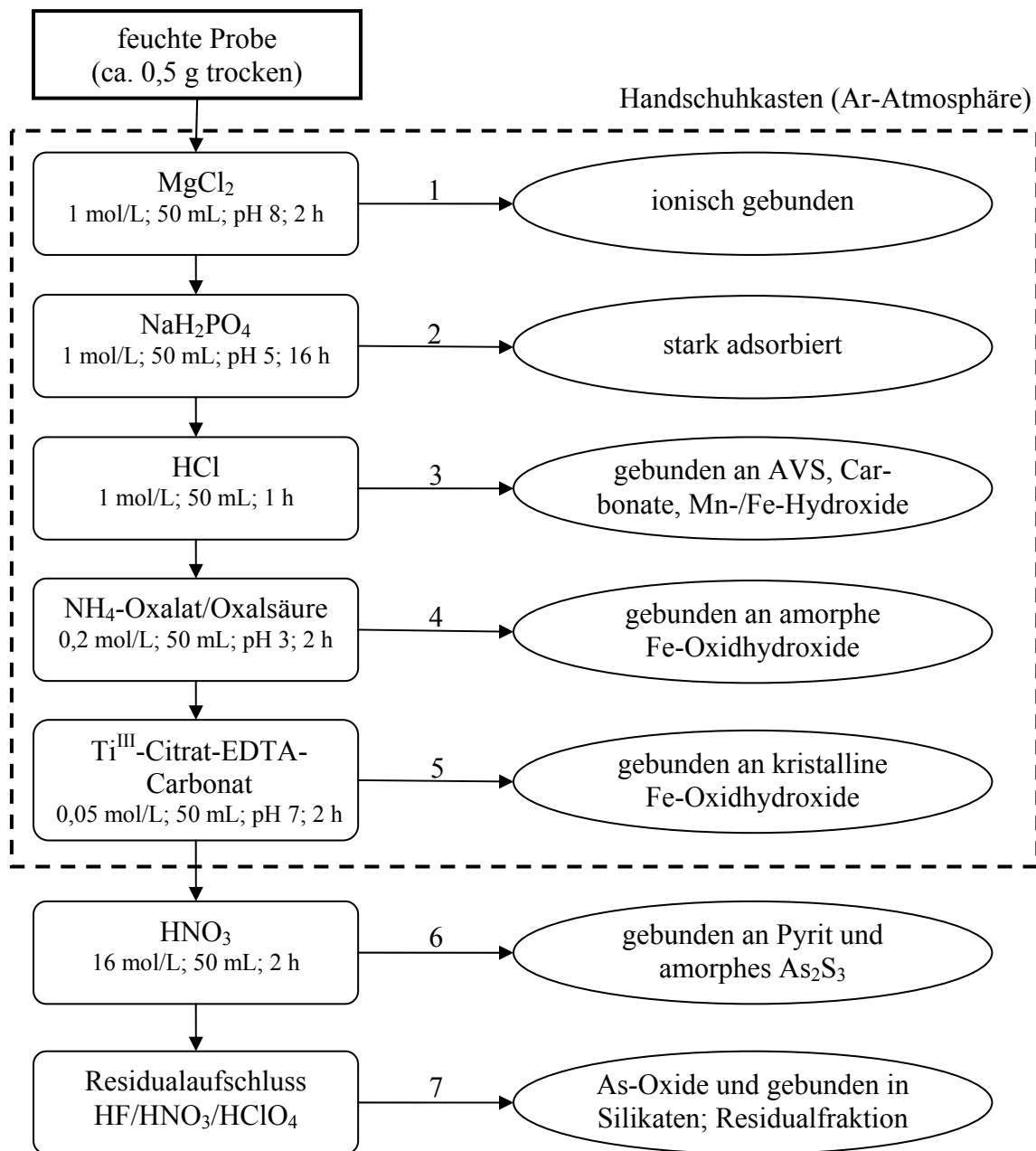


Abbildung 4.8: Übersicht über die modifizierte sequentielle Elution in Anlehnung an KEON [2001]

Aus dem Profil Westewitz wurden acht Proben für die Speziation ausgewählt. Nach der zügigen Einwaage der benötigten Probenmenge (entsprechend ca. 0,5 g Trockenmasse) wurden die Zentrifugengläser sofort in den mit Argon gefluteten Handschuhkasten geschleust. Die Extraktionslösungen wurden vor der Zugabe zu den Proben für ca. 2 h mit Argon gespült, um den gelösten Sauerstoff in den Lösungen zu verringern und eine nachgeschaltete Oxidation der Proben zu vermeiden. Der Schüttelvorgang wurde im Dunkeln im Handschuhkasten mit einem Rollenschüttler (5 U/min) für die vorgegebene Dauer vor-

genommen. Die Zentrifugation (2.000 g, 10 min) erfolgte außerhalb des Handschuhkastens, das Dekantieren der Lösungen hingegen wieder unter Argonatmosphäre. Die Extraktionslösungen wurden in PE-Flaschen überführt, mit $\text{HNO}_3_{\text{konz}}$ angesäuert (außer Schritt 3 und 6; hier: 1-molare HCl bzw. $\text{HNO}_3_{\text{konz}}$) und bis zur Messung kühl gelagert. Der sechste Schritt mit $\text{HNO}_3_{\text{konz}}$ als Lösungsmittel konnte bereits an der Luft durchgeführt werden. Im Anschluss wurde das restliche Probenmaterial mit $\text{H}_2\text{O}_{\text{bidest}}$ in Aufschlussgefäße aus Teflon überführt und bis zur Trockne eingedampft, bevor die Säuren für den Residualaufschluss aufgegeben wurden.

Analog zu der in Kap. 4.5.1.3 beschriebenen Vorgehensweise erfolgte die Messung der Hauptelemente mit einem Intensitätsprogramm an der ICP-OES, die der Spurenelemente mit einem kalibrierten Programm an der ICP-MS (vgl. auch Kap 4.7.1). Die Standards wurden wiederum durch Zugabe der Extraktionslösungen der Matrix angepasst. Ebenso wurde ein Vergleich der Summe der einzelnen Schritte mit den separat ermittelten Gesamtgehalten durchgeführt, um die Genauigkeit der Extraktion zu überprüfen. Bei einer Abweichung von mehr als 20 % wurden die Proben für die Betrachtung der Bindungsformen nicht berücksichtigt.

Die Bindungsformanalyse der getrockneten Proben wurde außerhalb des Handschuhkastens und ohne vorherige Spülung der Lösungen vorgenommen. Im Vorfeld erfolgte die Extraktion bereits mit vier getrockneten Proben der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$, sodass zusätzlich zum Vergleich zwischen frischem und getrocknetem Material bei einem Teil der Proben auch eine Gegenüberstellung zwischen Gesamtprobe und der Feinfraktion $< 63 \mu\text{m}$ möglich ist.

Da eine wiederholte Durchführung der Extraktion mit getrocknetem Material für den Vergleich der Bindungsformverteilung herangezogen wird, sind Inhomogenitäten der Teilproben nicht auszuschließen. Bei der Entnahme des frischen Materials aus der Rückstandsprobe wurden zwei möglichst homogene Teilproben gebildet. Dennoch sind Unterschiede der Schwermetallgehalte denkbar.

4.6 Arsen^{III}-/Arsen^V-Bestimmung

4.6.1 Vorversuche

Zusätzlich zur Ermittlung der Bindungsformen der mit Arsen stark belasteten Proben aus dem Profil Westewitz an der Freiburger Mulde sollte untersucht werden, in welchen Oxidationsstufen das Arsen in den Sedimenten vorliegt. Insbesondere der Anteil des As^{III} ist wegen der anorganischen, hoch toxischen Verbindungen bedeutend.

Im Vorfeld der Untersuchungen waren hierfür Vorversuche mit angesetzten Standardlösungen zur Unterscheidung von As^{III} und As^{V} nötig.

Die Bestimmung erfolgte in Anlehnung an DIN EN 26 595 mit folgenden Reaktionen:

1. Oxidation der organischen Verbindungen und Sulfide durch Erhitzen mit KMnO_4 und $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ zu As^{V}
2. Reduktion des As^{V} zu As^{III} mit KI und SnCl_2
3. Reaktion des As^{III} mit naszierendem Wasserstoff zu Arsinwasserstoff (AsH_3) unter Zusatz von CuSO_4 und Zn
4. Absorption des AsH_3 in Absorptionslösung aus $\text{C}_5\text{H}_{10}\text{AgNS}_2$ in Pyridin; photometrische Bestimmung bei einer Wellenlänge von 540 nm

Die DIN-Vorschrift ist zur Bestimmung des Gesamtarsens in den Lösungen geeignet. Eine Unterscheidung von As^{III} und As^{V} ist laut Vorgabe nicht vorgesehen. Die Auflistung der herbeigeführten Reaktionen ermöglicht jedoch die Modifizierung dieser Vorschrift, indem einzelne Schritte ausgelassen werden. Durch das Weglassen des Oxidationsschrittes (1) wird nur vorhandenes As^{III} zusammen mit As^{V} erfasst, nicht aber das an organische Substanz bzw. AVS gebundene Arsen. Wird zusätzlich noch die Reduktion zu As^{III} unterlassen (2), kann nur das bereits in der Lösung vorhandene As^{III} zu AsH_3 reagieren. Durch diese Vorgehensweise lassen sich folgende drei Arsenspezies unterscheiden: Gesamt-As, As^{III} mit As^{V} sowie nur As^{III} .

Zur Überprüfung dieser Vorgehensweise wurde unter Verwendung von As_2O_3 und As_2O_5 eine Lösung hergestellt, in der je 0,05 mg/L As^{III} und As^{V} enthalten sind. Die Arsenverbindungen wurden in 1-molarer HCl gelöst, da auch die Extraktion der Proben mit dieser Säure erfolgen sollte. Die Mischlösung hatte eine As_{ges} -Konzentration von 0,1 mg/L As mit jeweils gleichen Anteilen As^{III} und As^{V} . Als Vergleichslösung diente eine Verdünnung eines ICP-Analysenstandards mit ebenfalls 0,1 mg/L As.

Für die angesetzte Referenzlösung wurde auf die vorgeschaltete Oxidation mit KMnO_4 und $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ zu As^{V} verzichtet. Beim Analysenstandard und einer Teilprobe der Mischlösung wurden beide Reduktionsschritte (2+3) durchgeführt, während in der zweiten Teillösung nur die Reduktion des vorhandenen As^{III} herbeigeführt wurde. Das zusätzlich in der Lösung enthaltene As^{V} sollte demnach nicht zu Arsin reagieren. In der Tabelle 4.6 sind die Teilschritte zusammengefasst.

Tabelle 4.6: Teilschritte der As^{III} -/ As^{V} -Bestimmung im Vorversuch

Reaktion	Bestimmung auf	
	As^{III} mit As^{V}	As^{III}
Reduktion As^{V} zu As^{III}	✓	
Reduktion As^{III} zu $\text{As}^{\text{3-}}$ (AsH_3)	✓	✓

Von den Lösungen wurden je 350 mL in einem 500 mL Erlenmeyer-Kolben gegeben, und mit folgenden Reagenzien versetzt:

- As^{III} mit As^{V} :
 - 10 mL KI (150 g/L) und 1 mL SnCl_2 (55 g/100 mL $\text{HCl}_{10\%}$)
 - 1 mL CuSO_4 (15 g $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ /100 mL)
 - 15 g Zn (3-8 mm)
- As^{III} :
 - 1 mL CuSO_4
 - 15 g Zn

Nach Zugabe der Reaktionsmittel ist der Kolben unverzüglich mit dem gefüllten Absorptionsrohr zu verschließen, um einen Verlust des gebildeten Arsins zu verhindern. Als Absorptionslösung werden 5 mL Pyridin verwendet, in dem Silberdiethyldithiocarbaminat ($\text{C}_5\text{H}_{10}\text{AgNS}_2$, 5 g/L) gelöst ist. Arsin bildet mit diesem Lösungsmittel einen roten Komplex. Die Stärke der Färbung ist linear abhängig von der in der Absorptionslösung gefangenen Menge des Arsins. Dieser Zusammenhang wurde anhand einer Standardreihe mit den Konzentrationen 0,02 mg/L, 0,05 mg/L und 0,1 mg/L As überprüft.

Die Abbildung 4.9 zeigt die drei Parallelansätze und die Bestimmung des Blindwertes. Als Blindlösung wurde 1-molare HCl mitgeführt. Gut zu sehen ist die unterschiedlich starke Färbung der Lösungen in den Absorptionsrohren, was auf ungleiche Mengen des gebildeten Arsins zurückzuführen ist. Nach der Reaktionszeit von 2 h sind Verdampfungsverluste der Pyridin-Lösung bis zur Eichmarke am Absorptionsrohr auszugleichen.

Anschließend erfolgte die photometrische Bestimmung mit einem PERKIN ELMER UV/VIS Spectrometer Lambda 2. Auf der Wellenlänge von 540 nm wird die Extinktion des gebildeten roten Farbkomplexes in den Pyridin-Lösungen gemessen. Die Konzentration der As^{III} -/ As^{V} -Mischlösung wurde durch Messung mit der ICP-MS überprüft und für die Kalibrierung des Photometers verwendet.

Die bestimmte As^{III} -Konzentration, die durch Weglassen der Reduktion von As^{V} zu As^{III} ermittelt wurde, stimmt sehr gut mit der tatsächlichen Konzentration des As^{III} überein. Die Abweichung betrug maximal 10 %.

Auf Grund der guten Übereinstimmung und Durchführbarkeit wurde diese Vorgehensweise zur Ermittlung der Arsenspezies als geeignet angesehen und zur Bestimmung der As^{III} - und As^{V} -Anteile in den Extrakten angewendet.

Die Wahl des Extraktionsmittels, in dem die Arsenspezies bestimmt wird, ist relativ schwierig. Eine Voraussetzung ist hierbei, dass Arsen während der Elution nicht oxidiert oder reduziert wird, sondern in seiner ursprünglichen Form erhalten bleibt. Bei der Verwendung von H_3PO_4 zur Extraktion des Arsens aus Böden wurde beobachtet, dass As^{III} zu

As^{V} oxidiert [GONG, 2002]. Die Zugabe von Ascorbinsäure zu 1-molarer H_3PO_4 verhindert die Oxidation und stabilisiert somit die Arsenspezies [GARCIA-MANYES, 2002]. Die Extraktion erfolgte dabei außerdem unter Mikrowelleneinsatz. Die Messung muss kurze Zeit nach der Extraktion erfolgen, um die Stabilität der Arsenspezies sicherzustellen. Im Gegensatz zur H_3PO_4 verursachte die Lösung des Arsens mit HCl unter Mikrowelleneinsatz in Meeresfrüchten eine Reduktion des As^{V} zu As^{III} [GONG, 2002]. In Böden wird deshalb die Mobilität meist mit sequentiellen Extraktionsverfahren bestimmt.



Abbildung 4.9: Parallelansätze zur Bestimmung des As^{III} und As^{V}

4.6.2 Durchführung

Um die Ergebnisse der Arsenspezifizierung mit denen der sequentiellen Elutionsverfahren vergleichen zu können, wurden die gleichen acht Proben ausgewählt.

Die Bestimmung der Arsenspezies erfolgte nach einer zweistündigen Extraktion mit 1-molarer HCl in der Lösung. Dieses Elutionsmittel wurde in Anlehnung an die sequentielle Extraktion nach KEON [2001] gewählt (vgl. Kap. 4.5.2), da es im dritten Schritt der Elution verwendet wird und in der anschließenden Phase die Reduktion der enthaltenen Metalle bzw. des Arsens mit Oxalsäure/ NH_4 -Oxalat erfolgt. Somit wird das Arsen, das in der Extraktion in den ersten drei Phasen ausgelaugt wird, in einem Arbeitsgang eluiert. Weiterhin besteht die Annahme, dass in der Probe verbliebenes Arsen als As^{V} vorliegt, da es an Oxide des Eisens und Mangans gebunden ist. Jedoch sind die sulfidisch gebundenen Anteile kaum erfassbar, da die Arsensulfide und Pyrit während der Extraktion erst in einem späteren Schritt extrahiert werden.

Die feuchten Proben (ca. 0,5 g Trockenmasse) wurden im Handschuhkasten unter Argonatmosphäre mit 50 mL der sauerstofffrei gespülten Säure beaufschlagt und verschlossen, auf einem Rollenschüttler (5 U/min) bewegt, zentrifugiert (2.000 g), dekantiert und sofort für die Untersuchung vorbereitet.

Aus der sequentiellen Elution war bekannt, welche Konzentration annäherungsweise im Extrakt vorliegt. Für die photometrische Bestimmung sollte die Konzentration in der Lösung $< 0,1$ mg/L betragen, da ansonsten die Absorptionswirkung nicht ausreicht und der Gehalt nicht vollständig erfasst wird. Aus diesem Grund wurde die Probenlösung auf eine entsprechende Konzentration mit ebenfalls gespülter 1-molarer HCl verdünnt.

Die Bestimmung erfolgte in Abwandlung der DIN EN 26 595. In Vorversuchen wurde geklärt, wie die Unterscheidung von As^{III} und As^{V} möglich ist (vgl. Kap. 4.6.1). Für die Bestimmung des Gesamtarsens sind folgende Reaktionen nötig:

1. Oxidation der organischen Verbindungen und Sulfide
2. Reduktion des As^{V} zu As^{III}
3. Reaktion des As^{III} zu Arsinwasserstoff (AsH_3)
4. Absorption des Arsins in Absorptionslösung

Für jede Probe wurden aus dem Extrakt drei Parallelversuche und der Blindwert angesetzt, die in Tabelle 4.7 zusammengefasst sind. Die Modifizierung erlaubt die Unterscheidung folgender Arsenspezies: As^{III} , As^{III} mit As^{V} sowie Gesamt-As. Zur Ermittlung des Gesamtarsens werden alle genannten Reaktionen durchgeführt. Die Bestimmung von As^{III} mit As^{V} erfolgt durch das Unterlassen der vorgeschalteten Oxidation (1), sodass organische und sulfidische Bindungen nicht erfasst werden. Durch das zusätzliche Weglassen der Reduktion des As^{V} zu As^{III} (2) kann das enthaltene As^{III} erfasst werden.

Diese Differenzierung bezieht sich jedoch nur auf das mit 1-molarer HCl extrahierbare Arsen. Das im Sediment verbliebene Arsen wurde im Anschluss an die Elution mit einem Mikrowellenaufschluss mit HNO_3 konz (vgl. Kap. 4.4) bestimmt, sodass auch der nicht-extrahierte Anteil bekannt ist.

Tabelle 4.7: Teilschritte der As^{III} -/ As^{V} -Bestimmung

Reaktion	As_{ges}	As^{III} mit As^{V}	As^{III}
Oxidation organischer Substanz zu As^{V}	✓		
Reduktion As^{V} zu As^{III}	✓	✓	
Reduktion As^{III} zu As^{3-} (AsH_3)	✓	✓	✓

Je 350 mL der verdünnten Probenlösung wurden mit folgenden Reagenzien versetzt:

- Gesamt-As:
 - 5 mL KMnO_4 (50 g/L) und 50 mL $(\text{KSO}_4)_2$ (40 g/L); kräftig mischen
 - den verschlossenen Kolben auf 90 °C erhitzen, 2 h; nach dem Abkühlen Zugabe von 20 mL NH_3ClOH (100 g/L)
 - 10 mL KI (150 g/L) und 1 mL SnCl_2 (55 g/100 mL $\text{HCl}_{10\%}$)
 - 1 mL CuSO_4 (15 g $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ /100 mL)
 - 15 g Zn (3-8 mm)
- As^{III} mit As^{V} :
 - 10 mL KI und 1 mL SnCl_2
 - 1 mL CuSO_4
 - 15 g Zn
- As^{III} :
 - 1 mL CuSO_4
 - 15 g Zn

Die photometrische Bestimmung der drei Parallelansätze und der Blindlösung erfolgt nach Ablauf der zweistündigen Reaktion.

Zusätzlich wurde das unbehandelte Extrakt mit der ICP-MS auf seinen Arsen-Gesamtgehalt untersucht. Mithilfe dieser bekannten Konzentration und dem Blindwert wurde das Photometer kalibriert und der Gehalt an As_{ges} , As^{III} mit As^{V} und As^{III} ermittelt. Die Differenz ergibt den enthaltenen As^{V} - bzw. sulfidisch/organischen Anteil des extrahierten Arsens.

Zur Kontrolle der Ergebnisse wurde außerdem der Arsen-Gesamtgehalt in der Probe mit einem Mikrowellenaufschluss und anschließender Messung mittels ICP-MS bestimmt.

4.7 Instrumentelle Analytik

4.7.1 Spektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma

Für die Messung der Hauptelemente Aluminium, Calcium, Eisen, Kalium, Magnesium, Mangan, Natrium und Titan sowie der Spurenelemente Bor, Barium, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Strontium, Vanadium, Zink und Zirkon in den Sedimenten stand ein Plasmaemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma (inductively coupled plasma optical emission spectrometry; ICP-OES) vom Typ ARL 3520 zur Verfügung. Vor der Messung wurde das Programm mit einem Mischstandard kalibriert, der zur Kontrolle der Messgenauigkeit in regelmäßigen Abständen auch während der Messung der Proben be-

stimmt wurde. Notwendige Verdünnungen erfolgten mit 1-molarer HCl. Die Nachweisgrenzen unter den verwendeten Messbedingungen sind in der Tabelle 4.8 aufgelistet.

Tabelle 4.8: Nachweisgrenzen der ICP-OES und -MS für Haupt- und Spurenelemente in den programmierten Messroutinen

ICP-OES [mg/L]									
Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti	P	S
2,34	0,500	0,500	2,76	0,560	0,013	1,38	0,001	0,173*	0,233*
0,358*	0,003*	0,056*			0,010*				
B	Ba	Co	Cr	Cu	Ni	Sr	V	Zn	Zr
0,024	0,005	0,051	0,024	0,021	0,017	0,005	0,016	0,007	0,016
ICP-MS [µg/L]									
As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni
0,304	0,004	0,056	0,122	0,020	1,087	0,312	0,028	0,066	0,299
Pb	Sb	Se	Th	U	Zn				
0,011	0,012	0,176	0,010	0,001	0,146				

* im Intensitätsprogramm

Phosphor und Schwefel wurden mit einem Intensitätsprogramm gemessen, wobei Standards verschiedener Konzentrationen vergleichend bestimmt wurden. Über die Ermittlung einer Kalibriergeraden wurden die Gehalte an Phosphor und Schwefel berechnet.

Aufgrund der Matrixeffekte bei der Messung der Lösungen aus den sequentiellen Elutionen mussten die Extrakte zum Teil erheblich verdünnt werden. Um dennoch die dadurch stark verringerten Konzentrationen bestimmen zu können, wurde ein Intensitätsprogramm zur Messung der Elemente Aluminium, Calcium, Eisen und Mangan erstellt, das empfindlichere Wellenlängen verwendet. Da von den Hauptelementen nur die Bindungsformen dieser Elemente von Bedeutung sind, wurde zum Teil auf die Bestimmung der anderen Hauptelementmetalle verzichtet.

Für die Spuren- und Ultraspurenanalytik kam ein Massenspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma (inductively coupled plasma mass spectrometry; ICP-MS) von MICROMASS, Typ Platform zum Einsatz. Aufgrund der hohen Empfindlichkeit waren Intensitätsschwankungen nicht auszuschließen. Daher wurden bei diesen Verfahren als interne Standards Rh und Ir eingesetzt. Weiterhin erfolgte während eines Messprogramms durch wiederholte Messungen von Null- und Standardlösungen die Kontrolle der Stabilität.

Vorhandene Drifterscheinungen konnten im Anschluss durch Berechnung von Korrekturfaktoren bereinigt werden.

Die ICP-MS wurde für die Messung der Spurenelemente Antimon, Arsen, Bismut, Blei, Cadmium, Molybdän, Selen, Thorium und Uran eingesetzt. Standards und Messlösungen wurden mit 0,2-molarer HNO_3 hergestellt. Bei der Messung der Extraktionslösungen der sequentiellen Elutionen waren auch bei starken Verdünnungen noch Matrixeffekte vorhanden. Diese konnten dadurch minimiert werden, dass den Kalibrierstandards entsprechende Blindlösungen in derselben Verdünnung wie bei der Messung der Proben zugesetzt wurden. Diese Vorgehensweise führte zu einer deutlich verbesserten Kalibrierung. Da eine starke Verdünnung notwendig war, wurden die Elemente Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink ebenfalls massenspektrometrisch bestimmt. In Tabelle 4.8 sind die Nachweisgrenzen enthalten.

Die Messung der Wasserproben erfolgte an der ICP-MS. Hierbei wurden die Proben nicht verdünnt, sondern lediglich mit dem internen Standard versetzt. Folgende Elemente wurden bestimmt: Arsen, Bismut, Blei, Cadmium, Cobalt, Chrom, Eisen, Kupfer, Mangan, Nickel, Thorium, Uran und Zink.

Die Messung der Bleiisotopenverhältnisse wurde mit einer Multicollector-ICP-MS (MC-ICP-MS) FINNIGAN Neptune am Institut für Mineralogie der Universität Hannover durchgeführt. Hierbei handelt es sich um ein hoch auflösendes, doppelt-fokussierendes Massenspektrometer, das mit acht unabhängig verstellbaren Faraday-Cups ausgestattet ist. Die variablen Multikollektoren können einen relativen Massenbereich von 17 % abdecken, sodass eine simultane Messung von ^{202}Hg bis ^{238}U möglich ist.

Die Ionen wurden von Masse 202 (Hg) bis 208 (Pb) erfasst. Geräteintern erfolgte eine Korrektur mit den ermittelten Quecksilberdaten, da im Trägergas Argon Spuren von Quecksilber enthalten sind. Durch die Zugabe eines $^{203}\text{Tl}/^{205}\text{Tl}$ -Standards, der einen ähnlichen Massenbereich wie das Blei aufweist und dessen Isotopenverhältnis bekannt ist, kann das Fehlen eines festen Normalisierungsquotienten ausgeglichen bzw. korrigiert werden. Dies führt zu einer höheren Genauigkeit der Isotopenanalytik. Versuche mit dem NIST-SRM-981-Standard¹ zeigten, dass dies eine verlässliche Methode ist, um genaue Bleidaten zu erhalten [COLLERSON, 2002; WEISS, 2004].

Zusätzlich erfolgte zur Überprüfung der Stabilität während der Messprozedur der Proben parallel die mehrmalige Bestimmung des genannten Standards. Die ermittelten Verhältnisse des Standards stimmen gut mit Literaturdaten überein und sind in Tabelle 4.9 aufgelistet.

Wegen der hohen Empfindlichkeit des Massenspektrometers und um eine Verfälschung der Isotopenverhältnisse durch Verunreinigungen zu verhindern, wurde im Vorfeld eine Blindwertbestimmung durchgeführt und der durchgeführte Vollaufschluss (vgl. Kap.

¹ Standard-Referenz-Material des NIST – National Institute of Standards and Technology, USA

4.4) nur unter Verwendung der gebräuchlichen Säuren wiederholt. Der ermittelte Blindwert des Bleis für den angewendeten Aufschluss beträgt 20,6 ng. Vom Institut für Mineralogie in Hannover wurde ein Wert < 50 ng empfohlen, der somit weit unterschritten wurde. Eine Beeinträchtigung des Ergebnisses durch das Aufschlussverfahren konnte demnach ausgeschlossen werden.

Tabelle 4.9: Vergleich der Messungen des Standards NIST SRM 981 mit Literaturdaten [COLLERSON, 2002; GALER, 1998; REHKÄMPER, 2000; WHITE, 2000]

	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	\pm	$^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	\pm	$^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	\pm
diese Arbeit	16,942	0,005	0,91480	0,00007	2,1674	0,0002
COLLERSON	16,943	0,005	0,91466	0,00012	2,1677	
GALER & ABOUCAMIE	16,941	0,002	0,91475	0,00004	2,1677	0,0001
REHKÄMPER & MEZGER	16,937	0,003	0,91459	0,00013	2,1669	0,0003
WHITE	16,947	0,008	0,91404		2,1646	0,0008

Die Fehler sind als $\pm 2\sigma$ angegeben.

4.7.2 Mikrosonde und Rasterelektronenmikroskop

Bei der Untersuchung an der Universität Hannover kam eine Elektronenstrahl-Mikrosonde CAMECA SX-100 mit der gekoppelten OXFORD Energiedispersiven Röntgenanalytik (EDX) zum Einsatz. Hierbei bewirkt der Beschuss der Probe mit dem Elektronenstrahl die Rückstreuung von Elektronen, sodass ein Elektronen-Rückstreubild abgebildet wird. Unterschiede der Grauwerte weisen auf verschiedene Dichten des Korns hin, wobei helle Körner eine höhere Dichte aufweisen als dunkle. Dadurch werden mögliche Arsen-, Blei-, Uran- und Zinkminerale eingegrenzt. Die betrachteten Körner werden nun mit energiereichen Primärelektronen des EDX-Systems bestrahlt und Elektronen aus kernnahen Schalen der Atome gelöst. In die entstandenen Lücken fallen aus anderen Schalen Elektronen nach, sodass eine Emission charakteristischer Röntgenspektrallinien stattfindet. Aus diesem Spektrum lässt sich die Elementzusammensetzung der oberflächennahen Schicht bestimmen und in begrenztem Umfang auch quantifizieren.

Von Interesse war hier insbesondere das Vorhandensein von Arsenmineralen, um so mögliche Bindungspartner aus der Elementzusammensetzung ermitteln zu können. Hierzu dienten die punktuellen Spektren auf den arsenhaltigen Körnern, aber auch die Anfertigung von Abbildungen („Mappings“), auf denen das Auftreten der einzelnen Elemente im Bildausschnitt durch die Häufung von Punkten angezeigt wurde. Das Vorhandensein zweier Elemente, z. B. Arsen und Eisen, in sich überlappenden bzw. identischen Bereichen lässt auf eine gemeinsame Bindung schließen. Für die Anfertigung dieser „Häufigkeitsabbildungen“ wurde eine Dauer von 700 Sekunden gewählt.

Am Institut für Füge- und Schweißtechnik der TU Braunschweig konnten weitere Aufnahmen gemacht werden. Hier stand ein Raster-Elektronenmikroskop JEOL JSM 6480 zur Verfügung, das ebenfalls mit einem EDX-System gekoppelt war. Die Suche nach Arsen- und Bleimineralen erfolgte ebenfalls mit Rückstreubildern. Für Aufnahmen wurden Sekundärelektronenbilder verwendet, da diese ein direktes Abbild der Oberfläche mit einer höheren Schärfentiefe und Auflösung ermöglichen. Die Elementzusammensetzung konnte aus dem EDX-Spektrum abgelesen werden. Weiterhin ließ sich die Verteilung der Elemente im Ausschnitt mithilfe des Mappings darstellen, dessen Dauer zwei Stunden betrug.

4.7.3 Röntgendiffraktometrie

Mit der Röntgendiffraktometrie lässt sich qualitativ und semiquantitativ die Mineralzusammensetzung bestimmen.

Jedes Mineral weist ein definiertes Röntgenbeugungsspektrum auf, das eine Identifikation der Tonminerale anhand der Unterschiede der drei verschieden behandelten Teilproben ermöglicht (vgl. Kap. 4.3.2.4). Die Anteile der einzelnen Minerale können anhand der Intensität der Signale abgeschätzt werden. Die Diffraktogramme wurden mit einem PHILIPS-Röntgendiffraktometer PW 1730/10 mit Probenwechsler und Cu-K α -Strahlung aufgenommen und mit der Software ADM (WASSERMANN, Kempten) ausgewertet.

4.7.4 Kohlenstoffbestimmung

Der Gesamt- sowie der organische Kohlenstoff wurden mit dem Gerät LECO, Typ CS 144 bestimmt. Die Verbrennung des Kohlenstoffs erfolgt im Sauerstoffstrom, der Gehalt wird durch Infrarotdetektion der entstehenden CO₂-Moleküle ermittelt. Als Fließmittel wird Wolframgranulat eingesetzt.

Zur Kalibrierung und regelmäßigen Überprüfung während der Messungen wurde ein Ringstandard aus Stahl mit 0,996 % C verwendet. Die Nachweisgrenze liegt bei 3,1 mg/kg.

5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER WASSER- UND FLUT-PROBEN

5.1 Wasserproben

Von den Standorten an der Elbe liegen Proben aus den Jahren 2002 und 2003 vor. Sie wurden analog zu den Sedimentproben in den Altarmen und Senken genommen. Beide Jahre sind durch die außergewöhnliche Fließgewässersituation geprägt. Die Proben aus dem Jahr 2002 wurden bei einem noch sehr hohen Wasserstand nach dem Hochwasser gewonnen. Die Wässer aus dem darauf folgenden Jahr sind durch die Trockenheit geprägt und stellen das Restwasser in nahezu trocken gefallenen Rinnen dar. Diese Situation war für die vorgesehenen Untersuchungen insofern äußerst vorteilhaft, weil auf diese Weise Extremverhältnisse erfasst werden konnten, zwischen welchen sich das „Normalverhalten“ bewegt.

Die Hochwasserproben (2002) zeichnen sich durch sehr hohe Konzentrationen der Elemente Arsen, Cadmium und Blei aus. Arsen und Blei weisen Gehalte von $> 450 \mu\text{g/L}$ auf, Cadmium von mehr als $25 \mu\text{g/L}$. Im Verlauf der Elbe liegt an allen Standorten eine gleich hohe Belastung mit nur geringen Schwankungen der Konzentrationen vor.

Während des Niedrigwasserstandes (2003) hat sich die Situation sehr stark geändert; die Arsengehalte liegen nun bei $< 15 \mu\text{g/L}$ und die Bleiwerte bei $< 5 \mu\text{g/L}$. Die Differenz der Konzentrationen um Faktoren von z. T. > 100 stellen extreme Unterschiede dar. Vom UFZ durchgeführte Untersuchungen während des Hochwassers im Flusslauf der Elbe zeigen ebenfalls einen Anstieg des gelösten Arsens und Bleis, der mit Faktor 2 bis 4 allerdings wesentlich geringer ist. Dieser Effekt ist in den untersuchten Altarmen demnach sehr viel stärker ausgeprägt. Generell zeigt sich, dass infolge des Hochwassers in den höher gelegenen Gebieten die Erosion von Haldenmaterial o. ä. eine starke Zufuhr von Schadstoffen in das Flusswasser bewirkte. Generell wiesen die Proben beider Jahre ungewöhnlich hohe Schwebstoffanteile auf [GELLER, 2004].

In Abbildung 5.1 sind die Konzentrationen der Elemente Arsen, Blei und Cadmium im Verlauf der Elbe im Jahr 2003 dargestellt, also nach dem Rückgang der hohen Gehalte im Wasser infolge des Hochwassers von 2002. Die drei Abschnitte ergeben sich aus der Einmündung der Flüsse Mulde und Saale. Oberhalb der Mulde liegen in den Altarmwässern geringe Konzentrationen vor, die unmittelbar nach dem Muldezutritt unwesentlich ansteigen. Auch bei den folgenden Proben ist ein geringfügig höheres Niveau vorhanden. Die Wässer aus den Altarmen der Vereinten Mulde desselben Jahres haben im Vergleich zum Oberlauf der Elbe leicht erhöhte Arsen-, Cadmium- und Bleikonzentrationen und

können somit den geringen Anstieg verursachen. Insgesamt können die Schwankungen aufgrund der sehr niedrigen Konzentrationen vernachlässigt werden.

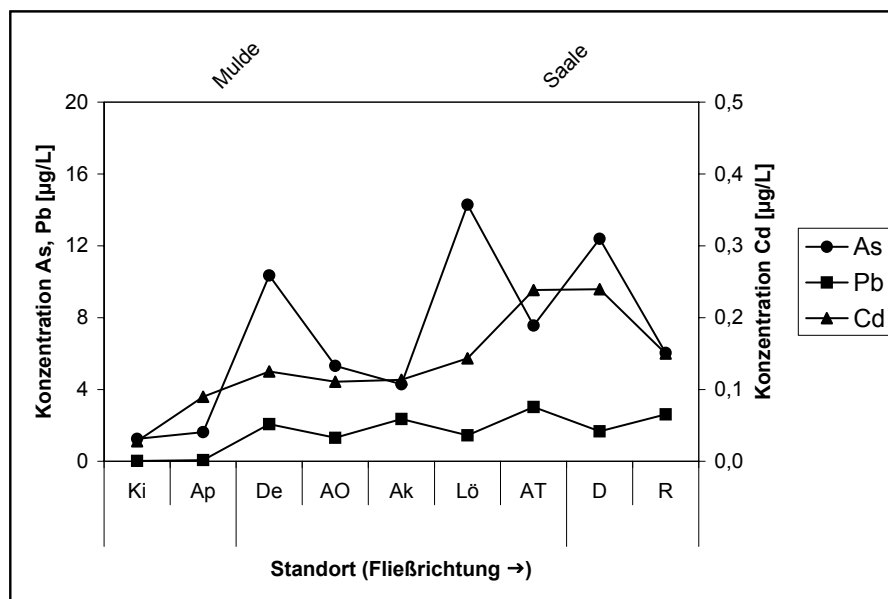


Abbildung 5.1: Konzentrationsverlauf von As, Cd und Pb im Elbewasser aus dem Jahr 2003 (Ki: Kienberge, Ap: Apollensdorf, De: Dessau, AO: Aken/Ost, Ak: Aken, Lö: Lödderitz, AT: Alt Tochheim, D: Dornburg, R: Ranies)

Die Wassergehalte der Proben aus dem Jahr 2003 erfüllen z. T. die Anforderungen der Trinkwasserverordnung [TRINKWV, 2001]. So sind die Cadmium- und Bleikonzentrationen der Altarmwässer unterhalb der Grenzwerte (5 bzw. 10 µg/L). Lediglich Arsen überschreitet an der Mulde und einigen Elbestandorten die maximal zulässige Konzentration von 10 µg/L.

Die Wässer aus den Altarmen der Freiburger und Zwickauer Mulde weisen im Jahr 2004 keine Besonderheiten auf; die Konzentrationen für Arsen und Blei liegen unter 20 µg/L.

Die pH-Werte aller Proben sind im nahezu neutralen Bereich zwischen 6,1 und 7,6 zu finden. Lediglich unterhalb von Magdeburg steigen sie auf 8,8 an.

5.2 Flutproben

Bei den Flutproben handelt es sich um einen dünnen Belag von auf der Oberfläche abgelagerten Schlämmen, die beim Rückgang des Hochwassers 2002 gewonnen wurden. In der darauf folgenden Probennahmekampagne wenige Wochen später wurden in der Nähe dieser Probenstellen die Tiefenprofile entnommen. Hierbei konnten jedoch keine identischen Standorte gewählt werden, da die Punkte, die für die Abteufung von Tiefenpro-

filen geeignet waren, zum Zeitpunkt der Oberflächenprobengewinnung noch nicht erreichbar waren. Da die Proben lediglich über die flächige Belastung der transportierten Schlämme Auskunft geben, ist die exakte Lokalität von nachgeordneter Bedeutung.

Für die Untersuchung dieser Oberflächenschlämme wurde die Körnung $< 20 \mu\text{m}$ gewählt, da die Anwendung dieser Größe weit verbreitet ist und die Vorversuche zur Ermittlung der geeigneten Korngröße (vgl. Kap. 4.3.2.1) noch nicht abgeschlossen waren. Diese Fraktion entspricht somit nicht der nachfolgend verwendeten Korngröße $< 63 \mu\text{m}$. Daher sind vergleichsweise höhere Gehalte an Schwermetallen zu erwarten. Das transportierte und abgelagerte Material soll jedoch unabhängig von den Tiefenprofilen betrachtet werden, sodass der Korngrößeneffekt hier vernachlässigbar ist. Die Gewinnung der Fraktion erfolgte durch das kombinierte Sieb- und Schlammungsverfahren (vgl. Kap. 4.3.2.1).

Die Oberflächenschlämme aus der Nähe der Elbe sind mäßig bis sehr hoch mit Schwermetallen belastet. Die Arsengehalte schwanken zwischen 40 und 90 mg/kg mit Ausnahme des Standortes Alt Tochheim, wo sie 150 mg/kg erreichen. Die Bleiwerte verursachen mit 140 bis 270 mg/kg eine deutliche Belastung. Weiterhin ist die Cadmiumanreicherung mit Konzentrationen zwischen 4 und 14 mg/kg sehr hoch. Der Verlauf der Elemente Arsen, Cadmium, Blei und Uran ist in Abbildung 5.2 dargestellt.

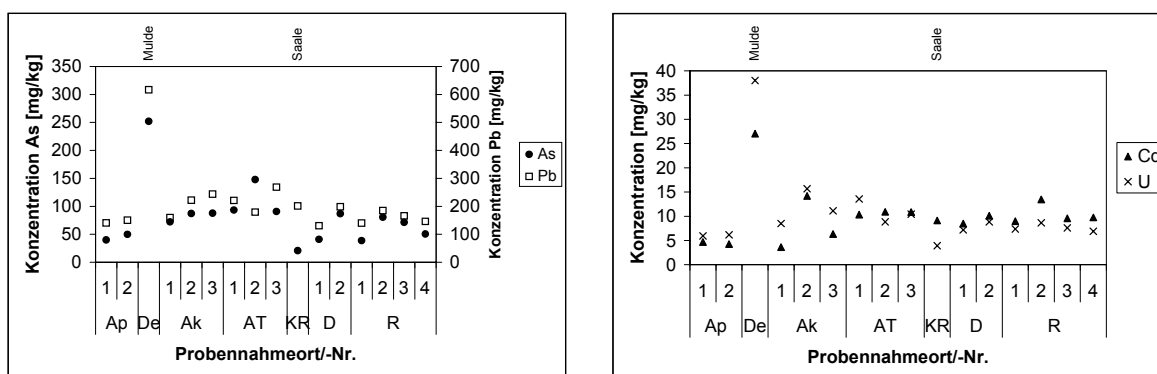


Abbildung 5.2: As-, Pb-, Cd- und U-Konzentrationen der Hochwasserschlämme (Ap: Apollensdorf, De: Dessau, Ak: Aken, AT: Alt Tochheim, KR: Klein Rosenberg, D: Dornburg, R: Ranies)

Das mit der Mulde transportierte Material ist deutlich stärker mit Schwermetallen angereichert. Diese Probe erreicht bei den Elementen Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Cobalt, Kupfer, Nickel, Uran und Zink den höchsten Wert. Unter Berücksichtigung der lokalen Hintergrundwerte für die Vereinte Mulde ist der Schlamm dennoch in ähnliche Belastungsklassen wie die Elbeproben einzuordnen. Im Vergleich mit der Klärschlammverordnung zeigt sich, dass das Material mit Cadmium so belastet ist (27,0 mg/kg), dass es nicht auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden dürfte. Als Boden betrachtet, wäre die Anreicherung mit Arsen selbst für Industrieflächen zu hoch. Nach der

Muldemündung sind tendenziell höhere Konzentrationen der Metalle zu finden als im Oberlauf der Elbe.

Die Probe vom Ufer der Saale (KR-Klein Rosenberg) fällt durch geringe Gehalte der genannten Schwermetalle auf. Demnach fand zu diesem Zeitpunkt kein Schwermetalleintrag in die Elbe statt. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Saale nicht vom Hochwasser betroffen war, sondern nur Mulde und Elbe.

Ein ähnlicher Verlauf der Konzentrationen von Arsen und Cadmium in Oberflächenschlämmen wurde auch vom UFZ nach dem Hochwasser ermittelt [GELLER, 2004]. Die Arsengehalte waren 2002 v. a. in der mittleren Elbe höher als in den Vergleichsjahren 1998 und 2003. Weiterhin ist ein deutlicher Cadmiumanstieg nach der Muldemündung zu erkennen gewesen.

6 ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER MULDEPROBEN

6.1 Standort Zaßnitz (Zwickauer Mulde)

6.1.1 Allgemeine Eigenschaften des Sediments

Der Standort Zaßnitz liegt an der Zwickauer Mulde, die das westliche Erzgebirge entwässert. Aufgrund der Geologie des Einzugsgebietes sind erhöhte Hintergrundwerte u. a. von Arsen, Bismut, Nickel und Uran zu erwarten (vgl. Kap. 2.2). Der Zusammenfluss mit der Freiburger Mulde folgt ca. 20 km flussabwärts.

Das Tiefenprofil wurde am Rand eines Angelgewässers entnommen. Dieses liegt in ca. 150 m Entfernung zum rechten Flussufer der Mulde (vgl. Abbildung 6.1). Die Höhendifferenz zum Fluss beträgt ca. 1,5 m, sodass bei einem Hochwasser der Anglerteich vollständig überflutet wird und eingetragene Schlämme sedimentieren. An das Gewässer grenzt Ackerland an.

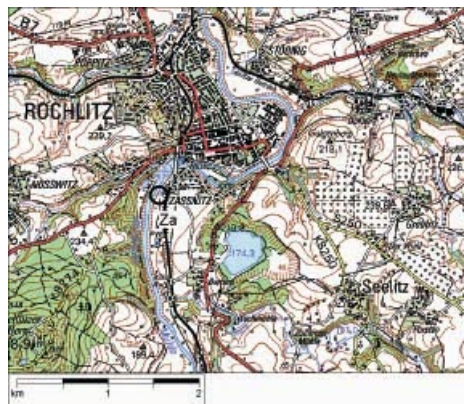


Abbildung 6.1: Lage des Standortes Zaßnitz (Za; Ausschnitt aus Top50)

Bis auf eine Tiefe von 200 cm wurde das Profil unterhalb der Wasseroberfläche abgeteuft. Wegen der geringen Bindigkeit einiger Bereiche und der schwierigen Entnahme kam es zum teilweisen Kernverlust, sodass für die Tiefe von 80 bis 120 cm kein Material vorliegt.

Die oberen 50 cm sind durchwurzelt. Dies spiegelt sich auch im Kohlenstoffgehalt wider, der bis in diese Tiefe zwischen 13 und 6,5 % beträgt. Darunter schwankt er zwischen 3,6 und 0,9 %. Hierbei ist der carbonatische Anteil mit maximal 0,3 % sehr gering.

Die unterste Probe, die bereits durch ihre dunkle Färbung auffiel, beinhaltet 5,3 % Kohlenstoff, der zu 0,5 % in Carbonaten enthalten ist.

Die Proben weisen mit pH-Werten zwischen 6,2 und 7,0 ein schwach saures bis neutrales Milieu auf [AG BODEN, 1996], sodass die vorliegende Acidität keine erhöhte Mobilität der Schwermetalle verursacht.

6.1.2 Gesamtgehalte

Dieses Profil in unmittelbarer Nachbarschaft zur Zwickauer Mulde erwies sich als ein Standort, der sehr hoch mit Cadmium und Uran belastet ist. Beide Elemente sind im Bezug auf die regionalen Hintergrundwerte in die höchste Belastungsklasse einzuordnen.

Das Sediment der Korngröße $< 63 \mu\text{m}$ ist bis in eine Tiefe von 40 cm sehr stark belastet (siehe Abbildung 6.2). Das Maximum liegt zwischen 10 und 15 cm vor und beträgt für Cadmium 24,8 mg/kg und für Uran 141 mg/kg. Die Konzentrationen sind bis in eine Tiefe von 60 cm rückläufig und weisen darunter ein wesentlich geringeres Belastungsniveau auf. Der jeweils geringste Wert ist in der Tiefenstufe 150 bis 160 cm anzutreffen. Der geogene Hintergrund von 0,3 mg/kg für Cadmium bzw. 4,2 mg/kg für Uran (vgl. Kap. 2.4) wird hier mit Konzentrationen von 0,4 bzw. 1,4 mg/kg erreicht oder sogar deutlich unterschritten. Für das Element Cadmium tritt somit innerhalb des Profils ein Anreicherungsfaktor (Minimum/Maximum) in Höhe von 62 auf; im Falle des Urans beträgt er 100. Die erneute Zunahme des Cadmiums in den Tiefen 172,5 und 195 cm fällt mit einem ebenfalls erhöhten Kohlenstoffgehalt zusammen, sodass hier eine verstärkte Adsorptionskapazität durch das Vorhandensein organischen Materials in dieser Tiefe vorliegt. Eine weitere Ursache für wechselnde Konzentrationen ab 60 cm ist in unterschiedlichen Tongehalten zu sehen. Aufgrund der hohen Adsorptionskapazität treten bei hohen Tongehalten auch hohe Schwermetallgehalte auf.

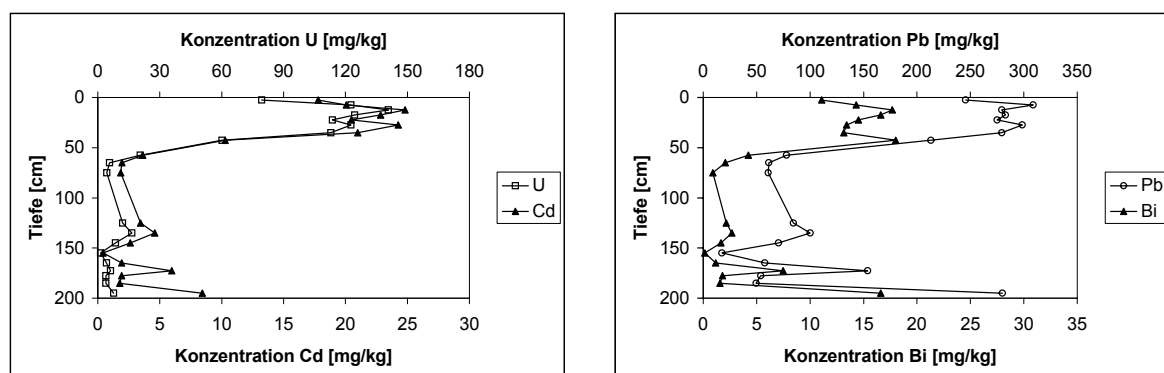


Abbildung 6.2: Konzentrationsverlauf von U und Cd bzw. Pb und Bi im Profil Za

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass die angegebenen Hintergrundwerte für die Korngröße $< 20 \mu\text{m}$ gelten. Die hier untersuchten Proben wurden jedoch auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ gesiebt, sodass in der feineren Fraktion mit weit höheren Gehalten zu rechnen ist (vgl. Kap. 4.3.2.1). Dadurch findet eine Einordnung in geringere Belastungsklassen statt bzw. der Vergleich mit Hintergrundwerten liefert verminderte Anreicherungsfaktoren. Dennoch ist auf diese Weise eine gute und hilfreiche Einschätzung der Belastung möglich.

Besonders auffällig ist der nahezu parallele Konzentrationsverlauf von Cadmium und Uran (vgl. Abbildung 6.2). Dies lässt auf eine identische Kontaminationsquelle schließen. Da das Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde durch den Uranbergbau geprägt ist, ist dieser als Ursache naheliegend. Eine Altersdatierung einiger Proben des Profils würde Aufschluss darüber geben, ob die starke Kontamination bis 40 cm Tiefe tatsächlich in die Epoche der Abbauaktivitäten der WISMUT zwischen 1946 und 1990 fällt. Bedeutende Bergbaureviere im Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde sind Schneeberg, Aue und Johanngeorgenstadt, aus denen ein Großteil des geförderten Urans stammt. Weiterhin verursachten Aufbereitungsanlagen, z. B. in Crossen, die Emission von Uran.

Der oberflächliche Konzentrationsrückgang wird wahrscheinlich durch die Zeit seit 1990 repräsentiert. Die bis heute andauernde Erosion der Halden und der Zutritt von Gruben- bzw. Sickerwässern in die Vorfluter führen auch weiterhin zu einem Eintrag von Schwermetallen in die Flüsse, sodass nur eine begrenzte Abnahme der Belastung stattfinden kann.

BEUGE et al. [1999] geben für die Belastung der Zwickauer Mulde mit Cadmium hauptsächlich die Batterie- und Akkumulatorenproduktion sowie die galvanische Industrie an. Der Bergbau wurde jedoch eindeutig als Verursacher der Urankontamination identifiziert. Deutliche Hinweise darauf geben auch erhöhte Radionuklidkonzentrationen der Sedimente in unmittelbarer Nähe von Aufbereitungs- und Absetzanlagen [HOPPE, 1996]. Fraglich bleibt deshalb weiterhin, ob diese verschiedenen Belastungsquellen tatsächlich zeitgleich aktiv waren oder ob die bergbaulichen Folgen als Hauptursache der Verschmutzung anzusehen sind.

Für die hohen Gehalte der unteren Proben (172,5 und 195 cm) können der Ton- und Kohlenstoffanteil allein nicht die Ursache sein. Vielmehr muss eine weitere Kontaminationsquelle vorhanden gewesen sein. Bei einer chronologischen, ungestörten Lagerung der Sedimente haben diese Proben ein hohes Alter. Da der Bergbau auch im Westerzgebirge bereits im 15. Jahrhundert florierte, könnten diese Proben den Höhepunkt der Bergbauaktivitäten des 16. Jahrhunderts darstellen. Die Konzentrationsschwankungen können somit sowohl durch wechselnde Adsorptionsmöglichkeiten als auch durch eine unterschiedlich starke Zufuhr hervorgerufen sein.

Ein annähernd analoges Bild ergibt sich bei der Darstellung der Bismut- und Bleikonzentrationen, die ebenfalls in Abbildung 6.2 enthalten sind. Da für Bismut kein regionaler

Hintergrundwert vorliegt, wird an dieser Stelle eine Konzentration von 0,9 mg/kg angenommen. In der Tiefe mit der geringsten Konzentration (150-160 cm; 0,1 mg/kg) wurde der Hintergrundwert des Urans deutlich unterschritten, sodass dieser Abschnitt nicht für eine Festlegung geeignet erscheint. Aus diesem Grund wird der nächst kleinste Wert aus 70 bis 80 cm als geogener Hintergrund gewählt. Mit dieser Basis ist die Belastung des Sediments als hoch einzuordnen. Bemerkenswert ist auch hier der Anreicherungsfaktor von 138. Der Grad der Kontamination mit Blei ist wesentlich geringer und auch der Anreicherungsfaktor beträgt nicht mehr als 18. Beide Elemente erreichen in den bereits genannten unteren Proben (172,5 und 195 cm) erneut eine sehr hohe Konzentration, die vergleichbar mit der starken Oberflächenbelastung ist.

Ein weiterer Unterschied besteht darin, dass Bismut in einer Tiefe von 42,5 cm sein Maximum erreicht, während es für die anderen Schwermetalle wesentlich oberflächennäher bei 12,5 bzw. 7,5 cm vorliegt. Demnach muss die Bismutkontamination eher eingesetzt haben und außerdem zu einem früheren Zeitpunkt ihren Höhepunkt überschritten haben.

BRACKE [1998] identifizierte anhand von Bleiisotopenverhältnissen die Quellen der Bleibelastung in der Bergbaufolgelandschaft Niederschlema-Alberoda nahe Aue an der Zwickauer Mulde. Die Hauptursachen der Kontamination sind Emissionen aus dem Kfz-Bereich und der Industrie. Diese dominieren demnach gegenüber den Folgen des Uranbergbaus.

Die anderen Schwermetalle zeigen einen ähnlichen Konzentrationsverlauf wie die bereits aufgezeigten Elemente. Grundsätzlich liegt in der Tiefe (außer bei 172,5 und 195 cm) der geogene Hintergrund vor, während in den oberen 50 cm eine deutliche Anreicherung festzustellen ist. Die Belastung mit Kupfer und Zink ist als erhöht einzuschätzen. Arsen dagegen ist nur mäßig erhöht.

Bei einer möglichen Ausbaggerung des Angelgewässers, z. B. um einer Verlandung entgegenzuwirken, wäre es unter Anwendung der Klärschlammverordnung auch hier unzulässig, das Material der oberen 40 cm auf landwirtschaftliche Nutzflächen auszubringen. Grund hierfür ist die deutliche Überschreitung des Cadmiumgrenzwertes von 10 mg/kg um Faktor 2,5. Da davon auszugehen ist, dass diese stark belasteten Schlämme mit der Zwickauer Mulde herangeführt und durch Hochwässer in den Teich gespült wurden, ist sicherlich auch auf der benachbarten Ackerfläche kontaminiertes Material abgelagert worden. Dies kann zu einer eingeschränkten Nutzbarkeit des Landes führen, indem z. B. nur noch die Verwendung als Grünland möglich ist.

Unter der Annahme, dass das Sediment zwischen 57,5 und 12,5 cm den Zeitraum der Uranförderung durch die WISMUT darstellt, ist von einer mittleren Sedimentationsrate von 1 cm/a auszugehen. Diese stimmt mit der von BEUGE et al. [1999] in einem Auenprofil an der Zwickauer Mulde ermittelten Ablagerungsrate von 1,1 cm/a überein.

6.1.3 Bindungsformen

Nachfolgend bezieht sich die Beschreibung der Bindungsformen auf die Ergebnisse der modifizierten sequentiellen Elution nach FÖRSTNER [1982], die in Kap. 4.5.1.3 vorgestellt wurde. Ausgenommen hiervon ist Kap. 6.2.4, in dem die Resultate des Extraktionsverfahrens nach KEON [2001] dargestellt werden.

Für die Bindungsformanalyse wurden von dem hier beschriebenen Profil Zaßnitz sieben Proben ausgewählt. Drei davon stammen aus den oberen 25 cm (7,5 cm, 12,5 und 22,5 cm), da diese sehr stark mit Schwermetallen belastet sind. Die Bindungsformen der Metalle in diesen Proben sind von besonderer Bedeutung, da durch die oberflächliche Ablagerung ein erhebliches Freisetzungspotenzial besteht und sie bei einem Hochwasser abtransportiert und an anderer Stelle abgelagert werden können. Dies führt zu veränderten Milieubedingungen, wodurch die Verfügbarkeit erhöht werden kann. Zwei weitere Proben kennzeichnen den Beginn der Konzentrationszunahme (57,5 und 65 cm) und wurden deshalb näher untersucht. Weiterhin wurden die beiden unteren Proben (185 und 195 cm) eluiert, da diese durch die ebenfalls hohe Belastung auffielen.

Für die Extraktion wurde getrocknetes Material der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ verwendet. Aus diesem Grund konnten die tatsächlichen Bindungsformen nur annähernd ermittelt werden. Doch auch die Verteilung der Bindungsformen von getrockneten Proben gibt Hinweise über die Verfügbarkeit der Schadstoffe und ist deshalb für die Einschätzung des Gefährdungspotenzials sehr hilfreich. So kommen gerade für Fragen des weiteren Verhaltens der Schwermetalle, z. B. nach einer Ausbaggerung dieser Sedimente, die Bindungsformen im oxidierten Zustand zum Tragen.

Die Bindungsformverteilung der Hauptelemente Eisen und Mangan ist in Abbildung 6.3 dargestellt. Die Oxide und Hydroxide dieser beiden Elemente stellen die Hauptbindungspartner dar.

Eisen ist zu mehr als 60 % in der residualen Phase enthalten. Hier sind neben den silikatischen Anteilen v. a. sehr stabile Oxide zusammengefasst, die in der vierten Phase nicht erfasst wurden. So wird z. B. Hämatit vom Oxalsäure-Gemisch nur gering gelöst [ZEIEN, 1995]. Im Mittel werden dennoch 22 % in der weniger leicht reduzierbaren Fraktion erfasst, in der die kristallinen Eisenoxide und -hydroxide enthalten sind. Mit je 8 % sind die leicht reduzierbare und organische/sulfidische Phase vertreten. Da die fünfte Phase bei allen Proben deutlich enthalten ist, obwohl nur die oberen drei Proben ca. 10 % organischen Kohlenstoff beinhalten, kann auch in tieferen Abschnitten mit sulfidischen Bestandteilen gerechnet werden, die trotz der Trocknung erhalten geblieben sind. Entsprechend wurde hier mit Hilfe der XRD Pyrit (FeS_2) identifiziert. Schwermetalle können an Pyrit adsorbiert oder inkludiert werden. Dies führt zu ihrer Festlegung, wodurch die Toxizität im reduzierenden Bereich verringert wird. Die Wirkung bleibt jedoch nur so lange erhalten, wie reduzierende Bedingungen vorliegen bzw. die Sulfide bestehen bleiben. Aber auch die

Phasen 3 und 4 sind wegen der Möglichkeit der Adsorption und Mitfällung der Schwermetalle für deren Festlegung von großer Bedeutung.

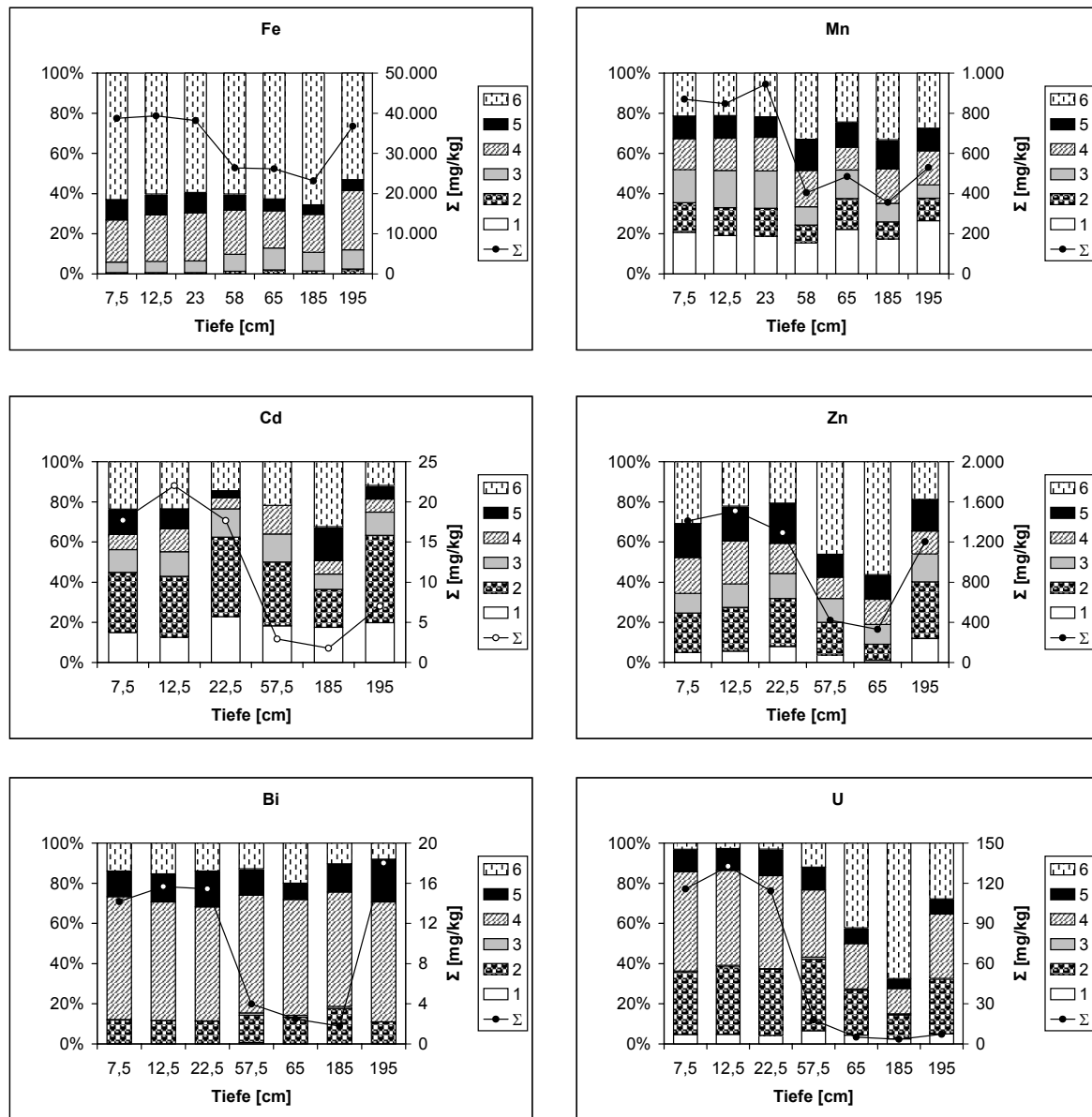


Abbildung 6.3: Bindungsformen von Fe, Mn, Cd, Zn, Bi und U im Profil Za (1: austauschbar, 2: carbonatisch, 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual, Σ: Summe der Fraktionen)

Mangan bildet im Vergleich zum Eisen wesentlich instabilere Verbindungen. In der austauschbaren Fraktion sind bereits 20 % enthalten. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass hier frühzeitig Carbonate erfasst wurden. Diese werden mit einem Anteil von 12 % des Calciums im zweiten Schritt gelöst. Das Vorhandensein von Rhodochrosit (MnCO_3) bestätigt wiederum das reduzierende Milieu der Proben. Die leicht sowie die weniger leicht reduzierbaren Anteile, die die Manganhydroxide und -oxide beinhalten, betragen 13 bzw. 16 %. Bereits geringe Anteile und Konzentrationen des Mangans in diesen Phasen (3 und

4) bewirken ein hohes Adsorptionsvermögen, weshalb Mangan als Bindungspartner für die Festlegung von Schwermetallen sehr wichtig ist [APPELO, 2005]. Eigenständige Mangansulfide, die wegen des Auftretens der fünften Phase mit 12 % vermutet werden können, sind jedoch unwahrscheinlich, da zu deren Bildung hohe Konzentrationen an H_2S erforderlich sind [BERNER, 1981]. Der typische Geruch des H_2S konnte bei der Probennahme jedoch nicht festgestellt werden. Vielmehr ist eine Mitfällung oder Adsorption an Pyrit anzunehmen.

Da Cadmium und Zink verstärkt in den ersten Phasen der Elution auftreten, zählen sie zu den mobilen Elementen (vgl. Abbildung 6.3). Im Durchschnitt sind 18 % des Cadmiums adsorbiert, weitere 32 % liegen in der carbonatischen Bindungsform vor. Cadmium ist hier mit Mangan assoziiert, was durch die gute Korrelation beider Elemente in dieser Fraktion belegt wird ($r=0,97$; vgl. Abbildung 6.4). In den Schritten 3 und 4 werden 9 bzw. 12 % des Cadmiums gelöst, während in der residualen Phase 21 % enthalten sind. Da hier ebenfalls eine Korrelation mit Eisen vorliegt ($r=0,89$), wird Cadmium an sehr stabile Eisenoxide gebunden sein. Für das Freisetzungspotenzial ist dieser Anteil jedoch unbedeutend, da diese Bindungsform sehr stabil ist. Im Gegensatz dazu sind die Anteile der ersten drei Schritte leicht remobilisierbar und können bereits bei geringer Änderung des Milieus dem Wasser wieder zugeführt werden. Die stark belasteten oberen drei Proben enthalten somit mehr als 55 % des Cadmiums bzw. 10 mg/kg in leicht verfügbarer Form. Deshalb ist ein erhebliches Gefährdungspotenzial vorhanden. Insbesondere beim Cadmium ist zu berücksichtigen, dass bereits ab einem pH-Wert unter 6,5 die Mobilität stark zunimmt.

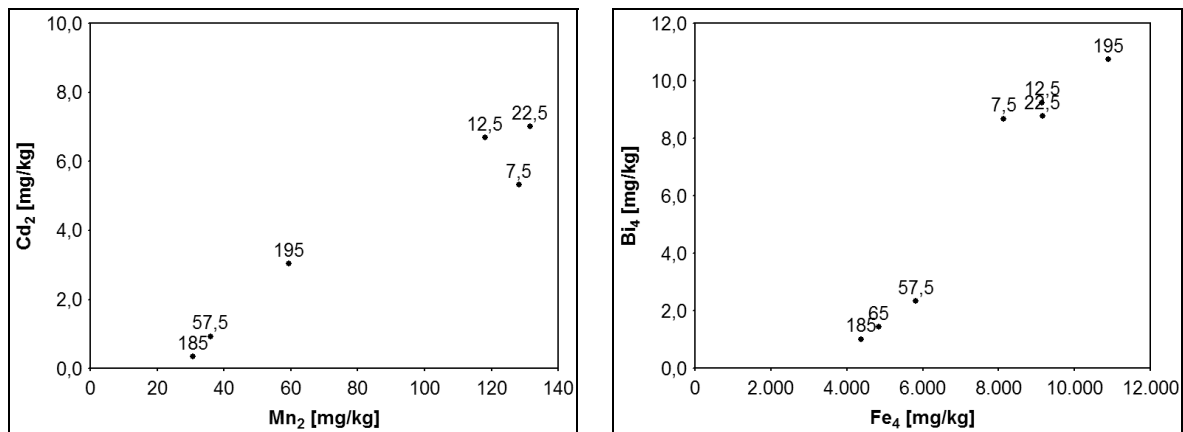


Abbildung 6.4: Korrelation von Mn (Mn₂) und Cd (Cd₂) im 2. Schritt sowie von Fe (Fe₄) und Bi (Bi₄) im 4. Schritt; Profil Za

Ein ähnliches Verteilungsmuster der Bindungsformen ist für Zink vorhanden. In den ersten beiden Phasen sind 6 bzw. 20 % des Gesamtzinks enthalten. Ein mögliches Zinkmineral des zweiten Schrittes ist der Zinkspat (ZnCO_3), der jedoch mittels XRD nicht identifiziert werden konnte. Auf die reduzierbaren Fraktionen fallen 12 bzw. 15 %. Die Mitfällung und Adsorption an die Oxide und Hydroxide des Mangans und Eisens (Schritt 4) wird

durch Korrelationen ($r_{\text{Mn}}=0,84$ bzw. $r_{\text{Fe}}=0,62$) belegt. Im Falle des Zinks ist die organische/sulfidische Phase mit einem Anteil von ca. 16 % nicht zu vernachlässigen. Die große Bedeutung der organischen Substanz als Adsorptionspartner für Schwermetalle wird durch den eindeutigen Zusammenhang vom C_{org} -Gehalt mit der Gesamt-Zinkkonzentration sowie mit dem Zinkanteil der fünften Phase bestätigt ($r_{\text{ges}}=0,95$ bzw. $r_5=0,96$). Zink bildet außerdem eigenständige Sulfide, z. B. den Sphalerit (ZnS). Die Residualfraktion beinhaltet 32 % des Zinks. Die bestehende Korrelation mit Eisen und Mangan ($r_{\text{Fe}}=0,89$ bzw. $r_{\text{Mn}}=0,71$) bekräftigt die Assoziation mit sehr stabilen Oxiden. Da mehr als 30 % bzw. 500 mg/kg des Zinks in den ersten drei Phasen enthalten sind, ist auch hier von einer verstärkten Mobilität mit entsprechender Umweltrelevanz auszugehen. Eine Freisetzung kann durch eine pH-Absenkung hervorgerufen werden, da sich die Mobilität des Zinks bereits im schwach sauren Bereich erhöht.

Bismut gehört zu den weniger mobilen Elementen (vgl. Abbildung 6.3). Der Hauptteil (ca. 60 %) des Bismuts liegt in der weniger leicht reduzierbaren Phase vor. Hier ist es an Mangan und Eisen gebunden, was durch die Korrelation mit z. B. Eisen belegt wird ($r_{\text{Fe}}=0,98$; $r_{\text{Mn}}=0,79$; siehe Abbildung 6.4). Der adsorbierte sowie der leicht reduzierbare Anteil sind vernachlässigbar, während 13 % in carbonatischer Form vorliegen. Die organische/sulfidische und die residuale Phase beinhalten 14 bzw. 13 %. Der geogene Anteil (Schritt 6) ist mit Eisen und Mangan vergesellschaftet, was ebenfalls durch eindeutige Korrelationen bestätigt wird ($r_{\text{Fe}}=0,97$ bzw. $r_{\text{Mn}}=0,93$). Da auch die Anteile des vierten Schrittes potenziell freisetzbar sind, sollten diese erheblichen Bismutkonzentrationen (bis zu 12,7 mg/kg) bei der Betrachtung des Gefährdungspotenzials berücksichtigt werden.

Ein Anteil von 5 % des Urans liegt adsorbiert vor. In der carbonatischen Bindungsform sind 28 % enthalten. Uran bildet in natürlichen Systemen jedoch erst ab pH-Werten > 8 bis 8,5 Uranyl-Carbonat-Komplexe (UO_2CO_3 - Rutherfordin, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$). Da die pH-Werte der Proben zwischen 6,2 und 6,5 liegen, ist weiterhin das Vorkommen von Phosphatkomplexen anzunehmen, die im pH-Bereich zwischen 5 und 8,5 die geringste Löslichkeit aufweisen [LANGMUIR, 1978]. Die Phosphate werden ebenfalls durch das Extraktionsmittel des zweiten Schrittes in Lösung gebracht. In diesen Verbindungen liegt Uran im Oxidationszustand U^{6+} vor, dessen Uranylkomplexe eine hohe Löslichkeit und Mobilität aufweisen.

Da Korrelationsberechnungen mit den Gesamtgehalten des kompletten Profils einen Zusammenhang sowohl mit Calcium als auch mit Phosphor zeigen ($r_{\text{Ca}}=0,93$ bzw. $r_{\text{P}}=0,92$), wird angenommen, dass Uran in Carbonat- und Phosphatkomplexen vorliegt. Laut APPEL [1993] ist jedoch die carbonatische Bindung im Boden dominierend. Die Bindungskapazität der Carbonate wird höher als die von Eisen-Oxidhydroxiden eingeschätzt. Die bedeutende Rolle der Carbonatkomplexe wird dadurch bestätigt, dass bei Anwesenheit von Ca^{2+} und CO_2 die Adsorption an Ferrihydrit verringert wird [FOX, 2006].

Der überwiegende Teil des Urans liegt in oxidischer Form vor, v. a. in den oberen vier Proben. Zum einen sind eigenständige Oxide (UO_2 – Uraninit) möglich, zum anderen führt die Adsorption an Eisen- oder Manganoxiden zur Festlegung ($r_{\text{Fe}}=0,51$ bzw. $r_{\text{Mn}}=0,93$).

Da Uran eine hohe Affinität zu organischer Substanz besitzt, sind in der fünften Phase 10 % enthalten. Die restlichen 23 % liegen in residualen Bindungsformen vor, da u. a. der diadoche Ersatz von Calcium möglich ist.

Unter Einbeziehung der vierten Phase sind bis zu 86 % bzw. 115 mg/kg des Urans langfristig mobilisierbar. Zwischen dem Gesamtgehalt und dem freisetzbaren Uran besteht ein direkter Zusammenhang ($r=1,0$; vgl. Abbildung 6.5). Wegen der starken Toxizität dieses Elementes geht von dem Sediment eine Gefahr aus. Der Richtwert für Böden nach EIKMANN & KLOKE [1993] sieht 5 mg/kg vor. Obwohl in der Bodenschutz- und der Klärschlammverordnung kein Grenzwert für Uran besteht, ist davon auszugehen, dass das Aufbringen dieses Sediments auf landwirtschaftliche Flächen dessen Nutzung verhindern würde. Insbesondere die Verbreitung während eines Hochwassers birgt entsprechende Gefahren.

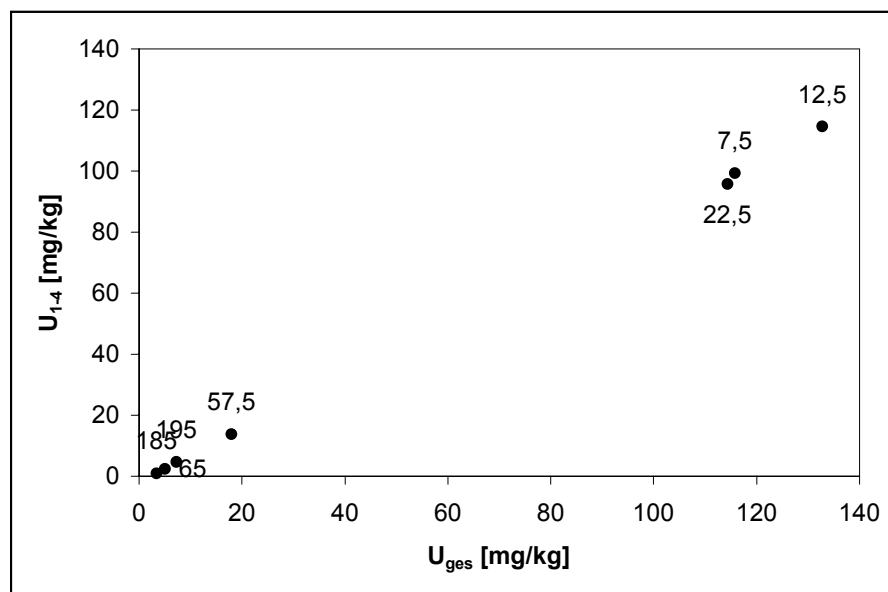


Abbildung 6.5: Korrelation mobiles (U_{1-4}) und Gesamt-U (U_{ges}) im Profil Za

Die Ergebnisse der sequentiellen Elution für weitere Haupt- und Spurenelemente sind im Anhang enthalten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Schwermetalle sowohl Bindungen geringer Stärke (z. B. Cadmium, Zink) als auch stabile Bindungen (z. B. Bismut) aufweisen. Insgesamt sind aber große Anteile der Elemente in potenziell mobilisierbaren Fraktionen enthalten. Von ihnen geht daher ein hohes Gefährdungspotenzial aus. Da hier die Extraktionen an getrockneten und somit oxidierten Proben durchgeführt wurden, ist anzu-

nehmen, dass Veränderungen der Bindungsformen stattgefunden haben. Frühere Untersuchungen an der Mulde durch BEUGE et al. [1999] haben gezeigt, dass insbesondere Arsen, Cadmium, Kupfer, Blei und Zink nach der Oxidation in Bindungen geringerer Stabilität vorliegen und somit leichter verfügbar sind. Die hier beschriebenen Ergebnisse stellen also z. T. die veränderten, möglicherweise mobileren Bindungsformen dar, während im Originalsediment eine geringere Mobilität vorliegen könnte. Dennoch bleibt festzustellen, dass diese Proben nach einer Oxidation, z. B. durch Umlagerung und Ausbreitung auf Überschwemmungsflächen während eines Hochwassers, hohe Gehalte freisetzbarer Schwermetalle enthalten. Weiterhin können die Absenkung des pH-Wertes, die Änderung der Ionenstärke und der Einfluss von Komplexbildnern die Mobilisierung eines großen Teiles der im Sediment bereits enthaltenen hohen Schwermetallkonzentrationen verursachen.

6.2 Standort Westewitz (Freiberger Mulde)

6.2.1 Allgemeine Eigenschaften des Sediments

Der Standort Westewitz befindet sich ca. 7 km westlich von Döbeln an der Freiberger Mulde. Diese entwässert das östliche Erzgebirge, in dem hauptsächlich Silber, Blei und Zink abgebaut wurden. Hinsichtlich der geologischen Gegebenheiten ist mit erhöhten Hintergrundwerten von z. B. Silber, Arsen, Cadmium, Blei und Zink zu rechnen. In einer Entfernung von ca. 3 km flussaufwärts mündet die Zschopau, deren Einzugsgebiet das mittlere Erzgebirge einschließt, sodass außerdem Teile des Uranbergbaus erfasst werden. Der Zusammenfluss mit der Zwickauer Mulde erfolgt ca. 20 km flussabwärts.

Der Probennahmepunkt liegt linksseitig und mit ca. 20 m Entfernung in unmittelbarer Nähe der Mulde (siehe Abbildung 6.6). Die Beprobung wurde am Fuß eines Hanges in einem Seitenarm durchgeführt, sodass eine direkte Verbindung zum Fluss besteht.

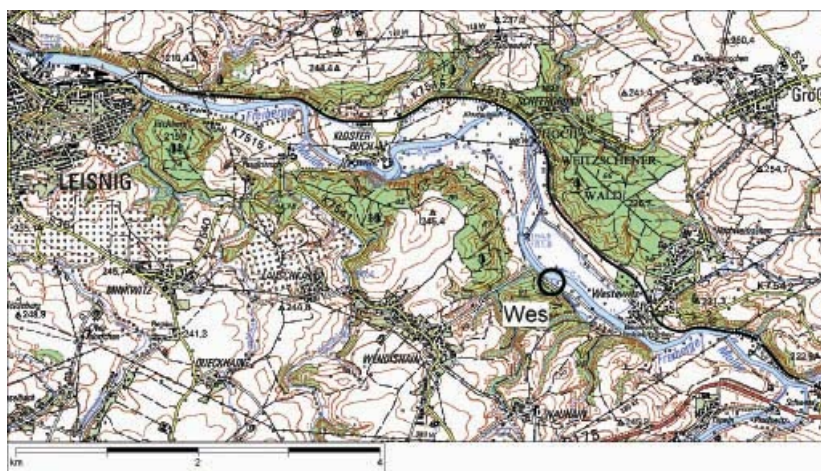


Abbildung 6.6: Lage des Standortes Westewitz (Wes; Ausschnitt aus Top50)

Das Profil wurde bis auf eine Tiefe von 200 cm abgeteuft. Dunkle Lagen, die auf reduzierende Bedingungen hinweisen, fehlen fast völlig. Zwischen 50 und 100 cm sind rostbraune Marmorierungen zu erkennen, die auf wechselnde Redoxverhältnisse bzw. zeitweise Staunässe hinweisen.

Die pH-Werte liegen mit 5,7 bis 6,2 im mittel bis schwach sauren Bereich. Deshalb ist bereits mit einer erhöhten Mobilität von z. B. Cadmium auszugehen.

Der Kohlenstoffgehalt nimmt nach unten kontinuierlich ab. In den oberen 50 cm reduziert er sich von 7,4 auf 1,8 %, darunter beträgt er < 1,5 %. Mit maximal 0,2 % carbonatischem Anteil liegt er überwiegend in organischer Form vor.

6.2.2 Gesamtgehalte

Der Standort Westewitz ist durch die Elemente geprägt, die von bergbaulichem Interesse waren. Hierzu zählen insbesondere Arsen, Cadmium und Blei. Das Sediment ist mit Arsen und Cadmium hoch belastet, während die Kontamination mit Blei in die höchste Belastungsklasse einzuordnen ist.

Der tiefenabhängige Verlauf der Elemente Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Uran und Zink ist in Abbildung 6.7 dargestellt.

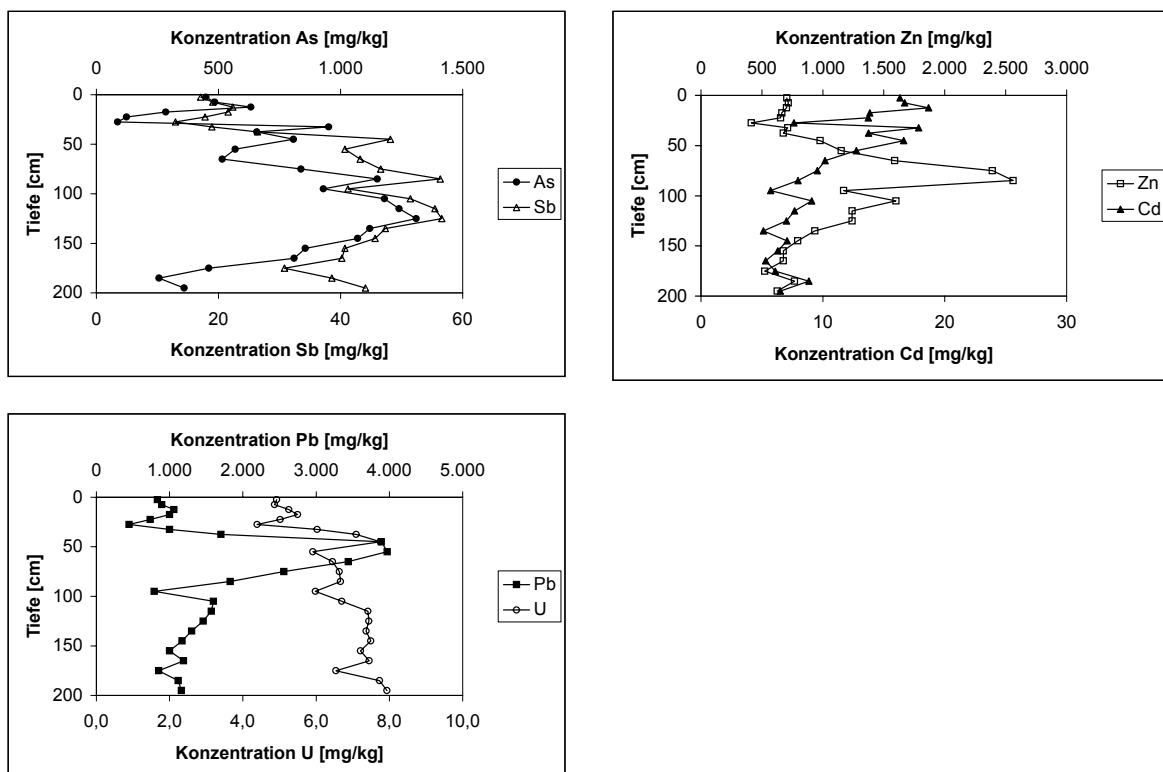


Abbildung 6.7: Konzentrationsverlauf von As, Sb, Cd, Zn, Pb und U im Profil Wes

Arsen und Antimon zeigen in ihrem Verlauf ein auffällig paralleles Verhalten. Sie erreichen in 27,5 cm Tiefe das Minimum (87,1 bzw. 13,0 mg/kg) und bei 125 cm das Maximum (1.310 bzw. 56,6 mg/kg). Für Arsen ergibt sich im Bezug auf den Hintergrundwert eine Anreicherung um den Faktor 31. Da der für die Zwickauer Mulde ermittelte Hintergrundwert mit 42 mg/kg (vgl. Tabelle 2.3, Kap. 2.4) bereits im Vergleich zu anderen Flüssen (Elbe und Freiburger Mulde: 24 mg/kg) oder zum Tongesteinsstandard (13 mg/kg) erhöht ist, ist die Aufkonzentrierung unter Berücksichtigung von regionalen Daten geringer. Bei der Verwendung des weltweit gültigen Tongesteinsstandards ergibt sich ein Anreicherungsfaktor von 100. Das Sediment wäre dann in die höchste Belastungsklasse einzuordnen. An diesem Beispiel wird deutlich, dass für die Einschätzung der Belastung eines Sediments die Anwendung regionaler Daten von großer Bedeutung ist.

Für Antimon wurde bisher kein regionaler Hintergrund ermittelt.

Aufgrund der Parallelität beider Elemente kann auf eine gemeinsame Ursache der Kontamination geschlossen werden. Da Arsen und Antimon ähnliche geochemische Eigenschaften besitzen, sind sie in Mineralen häufig vergesellschaftet. Ihr gemeinsames Vorkommen ist also geogen bedingt, die Kontamination hingegen ist anthropogen verursacht. Hier sind die Bergbauaktivitäten im Freiburger Revier als mögliche Quelle naheliegend. Neben den Einleitungen aus dem Bergbau (Gruben-/Waschwasser) und der Erosion von Halden wurden Arsen und Antimon außerdem über den Luftpfad ubiquitär verbreitet, da durch Verhüttungsprozesse eine Verflüchtigung stattfand.

Cadmium weist in der geringen Tiefe von 12,5 cm den Maximalgehalt von 18,7 mg/kg auf und der Anreicherungsfaktor beträgt 17 (Hintergrundwert 1,1 mg/kg, vgl. Kap. 2.4). Das Minimum befindet sich bei 135 cm (5,13 mg/kg). Ein lokales Minimum ist analog zum Blei bei 27,5 cm anzutreffen. Zwischen 45 und 80 cm nimmt Cadmium tendenziell ab. Darunter schwankt der Gehalt um einen Mittelwert von 6,9 mg/kg.

Ebenfalls hoch konzentriert ist Zink. Der geringste Gehalt liegt mit 414 mg/kg in einer Tiefe von 27,5 cm vor, während das Maximum (2.560 mg/kg) bei 85 cm anzutreffen ist. Im Vergleich zum Hintergrundwert von 170 mg/kg hat eine Anreicherung um den Faktor 15 stattgefunden. Für die Sedimente der Mulde im Freiburger Revier wurden 1992 Gehalte von 0,95 % ermittelt [BEUGE, 1999], sodass sie zu dieser Zeit eine noch stärkere Belastung aufwiesen.

Zink wird in der Natur häufig von Cadmium begleitet. So ist es z. B. in Sphalerit (ZnS) angereichert. Die Vergesellschaftung führt meist zu ähnlichen Konzentrationsverläufen bzw. zu einem festen Verhältnis von ca. 100 in Böden [SCHEFFER, 1998]. In dem in Abbildung 6.7 enthaltenen Profil zeigen diese Elemente auch einen annähernd parallelen Verlauf, jedoch nur bis in eine Tiefe von 40 cm und unterhalb von 90 cm. Dazwischen hat in 85 cm Tiefe ein Zinkeintrag stattgefunden, der allerdings nicht vom Cadmium begleitet war. Hier muss also eine andere Quelle zusätzlich gewirkt haben.

Blei erreicht in einer Tiefe von 55 cm mit 3.970 mg/kg das Maximum; das Minimum liegt mit 445 mg/kg nur wenige cm darüber bei 27,5 cm vor. Ab ca. 100 cm sind die Konzentrationen nahezu konstant. Der Hintergrundwert von Blei in der Freiburger Mulde wird mit 100 mg/kg angegeben [FURRER, 2000], sodass im gesamten Profil das geogene Niveau überschritten bleibt. Der maximale Anreicherungsfaktor zum Hintergrund beträgt 40. Das Freiburger Revier emittierte über Jahrhunderte Blei, sodass dieser langandauernde Eintrag auch in den tiefen Schichten der Vorfluter nachweisbar ist. Die Bleikontamination der Sedimente im Bergbauzentrum betrug 1992 sogar 1,4 % [BEUGE, 1999]. Neben den verbliebenen Halden tragen aber auch industrielle Einleiter zur anhaltenden Verschmutzung bei.

Uran (wie auch Cobalt, Chrom und Nickel) gehört zu den Elementen, die nur gering angereichert sind. Ihr Verlauf im Tiefenprofil zeigt keine gravierenden Belastungsspitzen. Die Vermutung, dass Uran mit der Zschopau eingetragen und angereichert wird, lässt sich somit nicht bestätigen.

Für eine Vielzahl von Schwermetallen ist der Minimalwert der Konzentration in diesem Profil in der Tiefe von 27,5 cm zu finden. Dies ist wahrscheinlich auf ein lokales Minimum des Kohlenstoffgehaltes in dieser Tiefe zurückzuführen, sodass weniger organisches Material für die Bindung der Metalle zur Verfügung steht. Die umliegenden Proben enthalten 1 bis 2 % mehr Kohlenstoff.

Der Höchstwert der Konzentrationen wird dagegen mit Ausnahme von Arsen und Antimon für alle Elemente in unterschiedlichen Tiefen erreicht. Deshalb kann nicht davon ausgegangen werden, dass es für mehrere Elemente eine einheitliche Kontaminationsquelle gibt. Anscheinend sind alle Elemente zu unterschiedlichen Zeitpunkten eingetragen worden. Der Bergbau im Freiburger Revier als Hauptverursacher der Belastung müsste also nachfolgend verschiedene Schwermetalle emittiert haben. Bei einer gleichmäßigen Abfolge der Sedimente ist das Maximum von Arsen und Antimon am ältesten, gefolgt von Zink und Blei. Die Belastungsspitze des Cadmiums wäre somit am jüngsten.

Um die Ursache der hohen Belastungen, insbesondere mit Arsen, einzugrenzen, wurde das Alter von zwei Proben mit Hilfe der ^{14}C -Methode¹ bestimmt. Zu diesem Zweck wurden die Proben aus 75 und 165 cm Tiefe ausgewählt, da diese die Zeitspanne der maximalen Arsenbelastung einschließen. In der Abbildung 6.8 ist dieser Bereich grau gekennzeichnet. Auf diese Weise sollte es möglich sein, den Zeitpunkt des maximalen Arseneintrags zu bestimmen. Vermutet wurde hier, dass dieser mit der höchsten Bergbauaktivität im Zusammenhang steht.

Die Datierung ergab folgende Ergebnisse:

Die obere Probe (75 cm) hat ein Alter von 1.310 a, sie wurde etwa um 700 n. Chr. abgelagert. Die Probe aus der tieferen Schicht (165 cm), die bei einer ungestörten Lagerung

¹ Die Radiocarbonmethode ist für Datierungen bis zu 50.000 a geeignet. Die Altersbestimmung wurde im Poznan Radiocarbon Laboratory, Polen durchgeführt.

zu einem früheren Zeitpunkt abgelagert worden wäre, ist jedoch jünger. Das Alter beträgt 960 a. Ihr Ursprung liegt damit in der Mitte des 11. Jahrhunderts. Die Messungenauigkeit wurde mit ± 30 a angegeben.

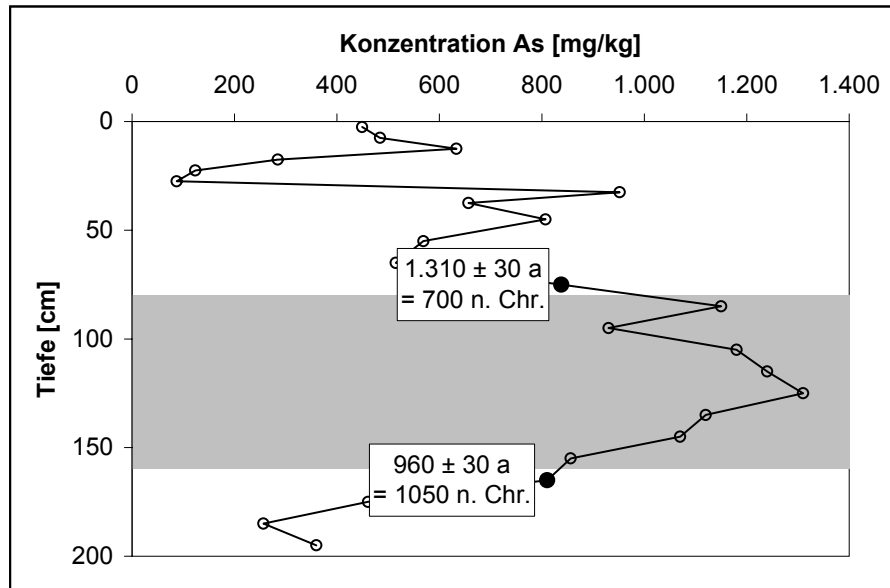


Abbildung 6.8: Einordnung der datierten Proben im As-Profil Wes (Der grau gekennzeichnete Bereich mit der maximalen Belastung wird von beiden Proben eingeschlossen.)

Die inversen Altersbefunde können nur mit einer Umlagerung des Sediments erklärt werden. Das Material liegt somit laut der ^{14}C -Bestimmung weder in chronologischer Reihenfolge vor noch kann davon ausgegangen werden, dass insbesondere die im oberen „älteren“ Sediment enthaltene C_{org} -Komponente vom Ort der Ablagerung stammt. Hier liegt eine mögliche Fehlerquelle der Altersdatierung, indem älteres organisches Material, z. B. Holz, in diese Tiefe verfrachtet wurde und somit das tatsächliche Alter des Sediments verfälscht. Außerdem beträgt der organische Kohlenstoffgehalt der Proben nur ca. 1,1 %, so dass diese geringe Konzentration zu Messungenauigkeiten führen könnte.

Weiterhin bleibt zu beachten, dass der früheste Freiburger Bergbau auf die Zeit um 1170 zurückgeht [BAUMANN, 2000] und somit ein Alter von ca. 1.300 a unrealistisch ist. Die Datierung auf die Mitte des 11. Jahrhunderts wäre jedoch durchaus schlüssig.

Neben gediegenem Silber sind die höchst konzentrierten Silbererze mit Arsen und Antimon vergesellschaftet (Proustit, Pyrargyrit) und dürften in der Frühphase der Aktivität vorrangig abgebaut worden sein. In geringen Anteilen tritt Silber in Bleiglanz auf, sodass nach Erschöpfen der Fahlerze die Gewinnung des Silbers aus Bleisulfid erfolgte.

Für das Freiburger Revier ist die Abfolge der Konzentrationen von Arsen, Antimon und Blei insofern sinnvoll, da sie die einzelnen Phasen des Bergbaus widerspiegelt.

Unter der Annahme, dass das Alter der unteren Probe realistisch ist, ist der Zeitpunkt, zu dem der Bergbau im Freiburger Revier begann, um 1050 anzusiedeln. Die ersten Silberfunde wurden aber erst Mitte des 12. Jahrhunderts gemacht. Hier liegt also ebenfalls eine Abweichung vor. Dennoch wird angenommen, dass bereits mit Beginn des Bergbaus der Arseneintrag in die Freiburger Mulde deutlich anstieg.

Insgesamt ist es jedoch nicht möglich, die Zeitspanne des Arseneintrags sicher anzugeben.

Oberhalb von 100 cm nehmen auch die Konzentrationen von Cadmium, Blei und Zink zu. Über deren zeitliche Einordnung lässt sich leider keine Aussage treffen, da wenige Zentimeter darüber die Probe mit dem angeblich höheren Alter ansteht.

Prinzipiell ist es möglich, dass das Profil in großem Maße durch starke Verwirbelungen umgelagert wurde. Diese können z. B. während eines sehr energiereichen Hochwassers auftreten. Weiterhin ist es denkbar, dass aufgrund der Hangfußlage bei Starkniederschlägen abfließendes Oberflächenwasser für eine Vermischung des oberflächennahen Materials sorgt.

Ein Vergleich der Gesamtgehalte mit der Klärschlammverordnung ergibt wiederum ein Überschreiten des Cadmiumgrenzwertes. Aber auch Blei ist in diesem Sediment zu stark angereichert, um auf landwirtschaftliche Flächen aufgetragen werden zu können. Für Arsen ist in der Verordnung kein Maximalgehalt angegeben. Der in der Bodenschutzverordnung genannte Prüfwert für Ackerbau mit 200 mg/kg ist jedoch weit überschritten. Die Holland-Liste sieht sogar ab Konzentration von > 50 mg/kg eine Sanierung vor.

Um zu überprüfen, ob bei den gegebenen sehr hohen Arsengehalten in einem offenen Vollaufschluss mit HF, HNO₃ und HClO₄ Arsen durch Verdampfen verflüchtigt wurde, wurde vergleichend der geschlossene Aufschluss mit HNO₃ konz in der Mikrowelle durchgeführt (vgl. Kap. 4.4). In Abbildung 6.9 sind die ermittelten Konzentrationen gegenübergestellt.

Generell sind für beide Aufschlussmethoden die teufenabhängigen Konzentrationsverläufe identisch. Im geschlossenen Aufschluss sind jedoch meist höhere Gehalte an Arsen bestimmt worden. Bei drei Proben war die Differenz vernachlässigbar und bei einer Probe wurde im Vollaufschluss eine 11 % höhere Konzentration ermittelt. Im Mittel liegen die Werte nach der Mikrowellenbehandlung jedoch 19 % höher als beim offenen Aufschluss. Zwischen dem Gesamtgehalt und den Konzentrationsunterschieden konnte allerdings kein Zusammenhang hergestellt werden.

Insgesamt hat sich gezeigt, dass Arsen im offenen Aufschluss z. T. flüchtig ist. Daher ist es zu empfehlen, für Arsen ebenso wie für Quecksilber einen geschlossenen Aufschluss, z. B. mit einer Mikrowelle, durchzuführen.

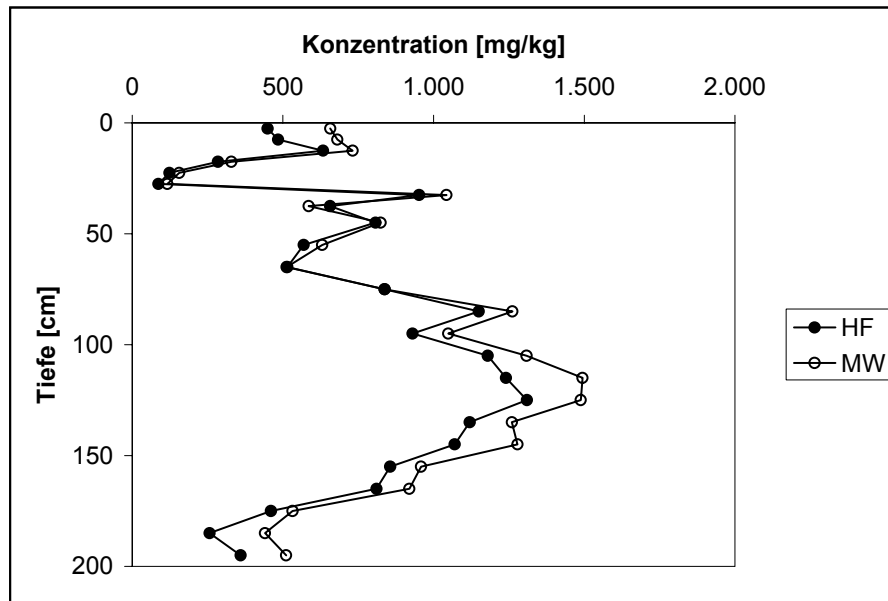


Abbildung 6.9: Vergleich offener und geschlossener Aufschluss anhand von As im Profil Wes (HF – offener Vollaufschluss, MW – geschlossener Mikrowellenaufschluss)

6.2.3 Bindungsformen

Für die sequentielle Elution wurden acht über das Profil verteilte Proben ausgewählt. Sie sind v. a. durch hohe Konzentrationen der Elemente Arsen, Cadmium und Blei gekennzeichnet. Die Proben, in denen das Maximum dieser Metalle vorliegt, sind die Tiefen 12,5 cm (Cadmium), 55 cm (Blei) und 125 cm (Arsen). Weitere Tiefenstufen, die durch einen plötzlichen Konzentrationsanstieg bzw. ein hohes Niveau der Elemente Arsen und Blei gekennzeichnet sind (32,5; 45; 85 und 135 cm), wurden ebenfalls untersucht. Um möglichst altes Material auf die vorliegenden Bindungsformen zu analysieren, wurde außerdem die tiefste Probe (195 cm) gewählt.

Für die Speziation der enthaltenen Metalle wurde wiederum getrocknetes Material der Fraktion < 63 µm verwendet, das durch die Trocknung bereits teilweise oxidiert ist (vgl. hierzu auch Kap. 4.5.1.2 und 6.1.3).

In Abbildung 6.10 sind die Bindungsformen der Hauptelemente Eisen und Mangan sowie der Spurenelemente Arsen, Cadmium und Blei wiedergegeben. Bei einer Abweichung der Wiederfindungsrate um mehr als 20 % wurde die entsprechende Probe für die Auswertung nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund sind in den folgenden Darstellungen z. T. weniger als acht Proben enthalten.

Die Bindungsformen des Eisens sind im gesamten Profil sehr ähnlich verteilt. Die ersten beiden Phasen sind zu vernachlässigen und auch die Fraktion der amorphen Oxide und Hydroxide enthält nur 6 % des Eisens. Auf kristalline Oxide und Hydroxide fällt ein Anteil von 26 %. Sulfidische Bestandteile sind mit 7 % relativ gering vertreten. Wie bereits beschrieben (Kap. 6.2.1), sind in dem Profil praktisch keine reduzierenden Horizonte

eingeschaltet. Die residuale Fraktion ist mit 61 % wahrscheinlich überbewertet, da Hämatit (Fe_2O_3) im vierten Schritt nur gering erfasst wird und daher in der sechsten Phase auftritt.

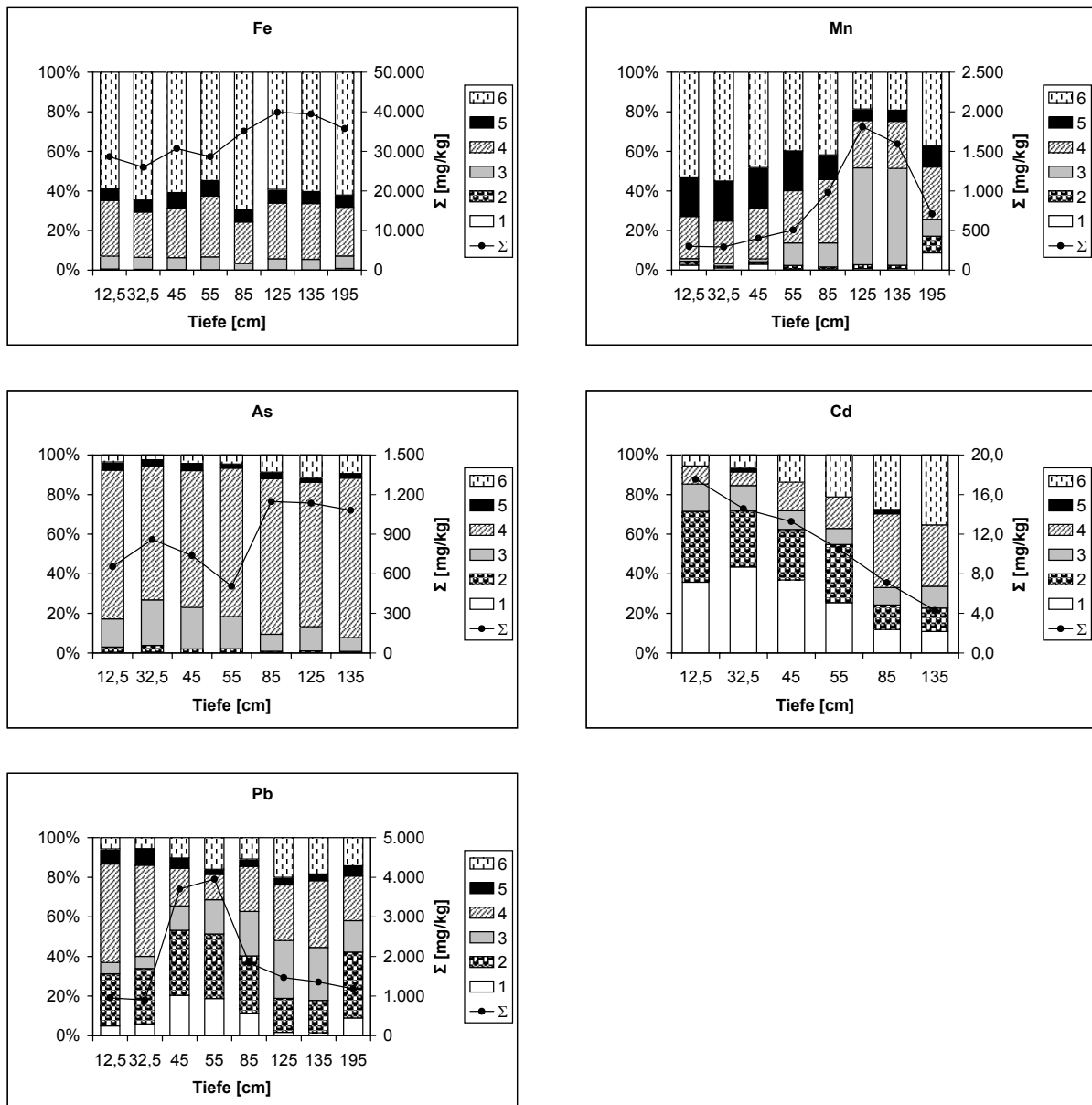


Abbildung 6.10: Bindungsformen von Fe, Mn, As, Cd und Pb im Profil Wes (1: austauschbar, 2: carbonatisch, 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual, Σ : Summe der Fraktionen)

Die Verteilung der Bindungen des Mangans weist dagegen eine höhere Variabilität auf. Insbesondere die Proben aus 125 und 135 cm Tiefe fallen durch ein verstärktes Auftreten der dritten Phase auf, die die Mangan-Oxidhydroxide enthält. Dies wird im Wesentlichen durch eine gleichzeitige Erhöhung der Mangan-Gesamtkonzentration verursacht. Durchschnittlich sind 17 % in der leicht reduzierbaren Fraktion vertreten. Die ersten beiden Phasen mit je 2 % können ohne Berücksichtigung bleiben, lediglich die unterste

Probe enthält 9 bzw. 8 % Mangan in diesen Schritten. Somit sind in diesem Profil keine Minerale enthalten bzw. erhalten geblieben, die auf möglicherweise ehemals reduzierende Verhältnisse hinweisen. Mit 25 % ist die Phase der kristallinen Oxide relativ stark vertreten. Durchschnittlich 14 % sind in der sulfidischen Phase enthalten, jedoch besteht kein Zusammenhang mit dem Auftreten des Schwefels in dieser Fraktion. Das Vorkommen eigenständiger Mangansulfide ist ohnehin unwahrscheinlich. In der residualen Bindungsform liegen ca. 39 % des Mangans vor.

Die Bindungsformen des Arsens sind trotz stark unterschiedlicher Gesamtkonzentrationen im Profil nahezu identisch. Die sehr mobilen Fraktionen sind vernachlässigbar. In der leicht reduzierbaren und in der weniger leicht reduzierbaren Phase, in denen Vergesellschaftungen mit Mangan und Eisen auftreten sollten, sind 15 bzw. 74 % des Arsens enthalten. Eine Bindung des Arsens an diese wichtigen Oxidbildner kann jedoch nicht nachgewiesen werden. Dafür hätte ein gemeinsames verstärktes Auftreten dieser Elemente in der dritten und vierten Phase erkennbar sein müssen. Dieser Zusammenhang liegt allerdings nur bedingt vor ($r_{\text{Fe}}=0,64$; $r_{\text{Mn}}=0,83$), wie in Abbildung 6.11 zu sehen ist.

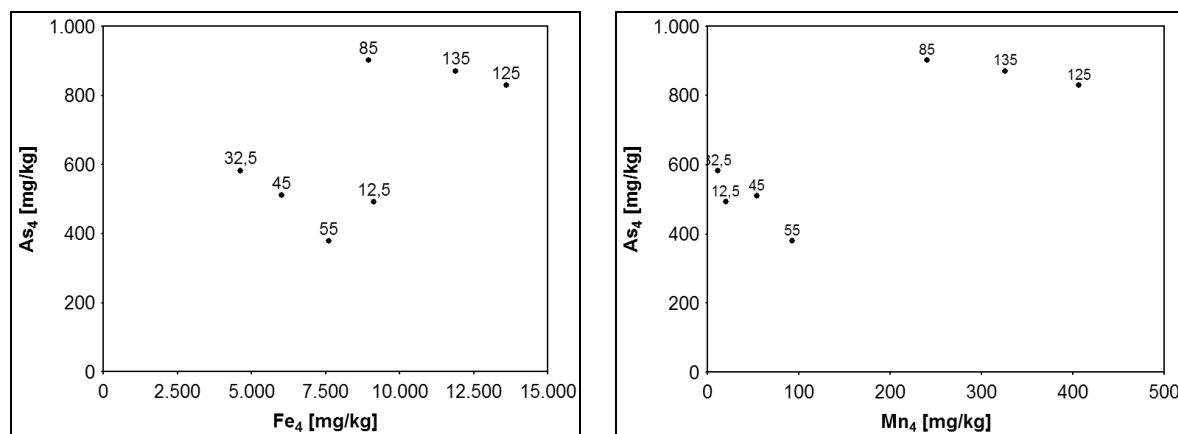


Abbildung 6.11: Fehlender Zusammenhang zwischen As (As_4) und Fe (Fe_4) bzw. Mn (Mn_4) im vierten Schritt; Profil Wes

Geringe Anteile des Arsens liegen noch in der sulfidisch/organischen und in der residualen Fraktion vor (3 bzw. 6 %).

Mithilfe der Extraktion konnte zwar demnach nicht geklärt werden, mit welchen Bindungspartnern Arsen vergesellschaftet ist. Allerdings belegt das Fehlen dieses Zusammenhanges umso eindeutiger, dass Arsen (und Antimon) unabhängig von anderen Elementen verstärkt zugeführt wurden. Dies weist auf die selektive Mobilisierung dieser Elemente im Liefergebiet hin. Hiermit wird wiederum die Theorie belegt, dass im Freiburger Revier zunächst v. a. Fahlerze abgebaut wurden.

Die Verteilung der Cadmium-Bindungsformen ist dadurch geprägt, dass mit abnehmendem Gesamtgehalt auch die besonders mobilen Anteile in den ersten beiden Phasen

stark zurückgehen (vgl. Abbildung 6.10). In den oberen beiden Proben sind zusammengefasst in diesen Fraktionen 72 % des Cadmiums enthalten, während es in den unteren Proben nur noch 23 % sind. Dementsprechend liegen oberflächennah 12,6 bzw. 10,5 mg/kg des Cadmiums in leicht verfügbarer Form vor. Dies bestätigt, dass mit zunehmendem Gesamtgehalt die Stärke der Bindung abnimmt und somit die Mobilität erhöht ist [ZEIEN, 1995]. Bindungspartner in diesen leicht verfügbaren Formen sind im ersten Schritt Calcium und im zweiten Schritt zusätzlich Eisen. Die Korrelation mit Eisen ist in Abbildung 6.12 enthalten ($r=0,93$). Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um Siderit (FeCO_3), der jedoch wegen des geringen Anteils in der XRD nicht identifiziert wurde. Weiterhin ist es möglich, dass amorphe Eisen-Oxidhydroxide durch Natrium-Acetat bereits gelöst wurden.

Durchschnittlich 11 bzw. 19 % des Cadmiums sind in den reduzierbaren Phasen enthalten, wobei in den unteren Proben die stabilere Form zunimmt. Das Cadmium des vierten Schrittes wird vom Auftreten des Mangans beeinflusst. Die Bindung an organisches Material oder Sulfide ist mit 1 % anscheinend vernachlässigbar, obwohl eine Abhängigkeit der Cadmium-Gesamtkonzentration vom Kohlenstoffgehalt vorhanden ist ($r=0,75$). In der residualen Form sind 18 % gebunden.

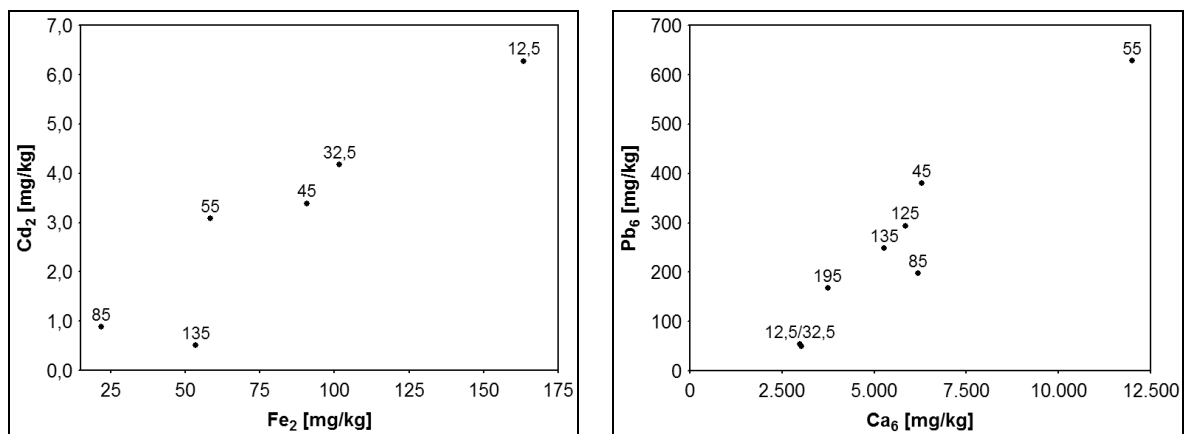


Abbildung 6.12: Korrelation zwischen Cd (Cd_2) und Fe (Fe_2) im zweiten Schritt sowie zwischen Ca (Ca_6) und Pb (Pb_6) im sechsten Schritt; Profil Wes

Das Schwermetall Blei ist am Standort Westewitz sehr mobil. Die Proben mit den höchsten Konzentrationen (45 und 55 cm) weisen wiederum erhöhte mobile Anteile auf. So sind dort 20 % austauschbar und somit leicht verfügbar gebunden, während es bei den übrigen Proben im Mittel nur 6 % sind. Mit 27 % ist die carbonatische Bindung relevant und das Vorkommen von Cerussit (PbCO_3) möglich. In den reduzierbaren Fraktionen sind 17 bzw. 19 % enthalten. Ein Zusammenhang mit den Oxidbildnern Eisen und Mangan fehlt jedoch, sodass es möglich ist, dass eigenständige Oxide vorhanden sind. Obwohl im Erzgebirge Blei in Form des Bleiglanzes (PbS) abgebaut wurde, ist der sulfidische Anteil mit 5 % wiederum sehr gering. Der große Ionenradius von Blei ermöglicht den diadochen Ersatz von z. B. Calcium in Feldspäten. Der Zusammenhang mit Calcium im sechsten

Schritt ($r=0,96$), der in Abbildung 6.12 dargestellt ist, belegt eindeutig das Vorkommen von Blei in Silikaten (z. B. Anorthit).

Unter Berücksichtigung der ersten drei Phasen sind in den Proben aus 45 und 55 cm Tiefe 2.430 bzw. 2.710 mg/kg für die Abschätzung des Blei-Remobilisierungspotenzials relevant. Dies bedeutet eine große Gefährdung für die Wasserphase bzw. für die Flächen, auf denen das Material nach einem Hochwasser eventuell abgelagert werden könnte.

Messungen der Bleiisotopenverhältnisse in den Extrakten können Aufschluss über die Herkunft des Bleis geben. Auf diese Weise kann geogenes von anthropogenem Blei getrennt werden. So zeichnet sich anthropogenes Blei durch eine schwächere Bindung aus [GIESEMANN, 1992]. Ebenso wird Blei, das aus Benzin stammt und in der Nähe von Straßen akkumuliert, in labilen Formen gebunden [TEUTSCH, 2001]. In Sedimenten aus dem Bodensee wurde anhand von Isotopenverhältnissen festgestellt, dass anthropogen unbeeinflusstes Blei aus tiefen Schichten dem von Silikaten entspricht. Jüngeres Material, das durch eingetragenes Blei aus Industrie und Kfz-Verkehr beeinflusst ist, weist dagegen eine veränderte Isotopie auf [KOBEL, 1999].

In Elutionsversuchen stellte METZGER [1999] ebenfalls fest, dass anthropogen eingetragenes Blei mobiler ist als die geogene Komponente. Somit stammt der potenziell mobilisierbare Anteil aus dem anthropogen eingetragenen Blei. Außerdem stimmt die Isotopensignatur des Bleis in Pflanzensprossen mit der des zugeführten Bleis überein. Demnach entspricht das pflanzenverfügbare Blei dem anthropogenen.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Bleiverhältnisse in den Gesamtgehalten ermittelt, um den Einfluss des Muldewassers auf die Elbe abschätzen zu können (vgl. Kap. 8). Die Isotopie der Proben kann daher nicht zur Abschätzung der Mobilität herangezogen werden.

Wie bereits bei der Diskussion der Proben des Profils Zaßnitz in Kap. 6.1.3 erläutert wurde, nimmt die Bindungsstärke von Arsen, Blei und Cadmium infolge der Oxidation eventuell ab [BEUGE, 1999]. Somit wurde hier an getrocknetem Material die mobilere Form der Elemente untersucht. Unter den ursprünglichen Bedingungen im Sediment wären die Bindungen wahrscheinlich stabiler gewesen. Wenn zusätzlich noch die Absenkung des pH-Wertes die Mobilität erhöht, wird die Freisetzung hoher Schwermetallanteile leicht möglich.

6.2.4 Bindungsformen in Anlehnung an KEON

Das hier angewendete Verfahren der Bindungsformanalyse wurde speziell für Arsen entwickelt. Aufgrund der sehr hohen Arsenkonzentrationen des Profils Westewitz an der Freiburger Mulde ist hier die Speziation des Arsens von großer Bedeutung. Deshalb wurde

zusätzlich zur sequentiellen Extraktion in Anlehnung an FÖRSTNER [1982; Kap. 6.2.3] diese Elutionsmethode durchgeführt.

Hierfür wurden dieselben acht Proben ausgewählt, die bereits im vorangegangenen Verfahren verwendet wurden, da auf diese Weise zusätzlich ein Vergleich beider Methoden möglich ist. Die Proben stammen aus den Tiefen 12,5 und 32,5 cm, 45, 55, 85, 125, 135 und 195 cm. Die Elution wurde einerseits an frischem Material durchgeführt, um die tatsächlich vorliegenden Bindungsformen zu ermitteln. Um die Veränderungen der Bindungsformen durch Oxidation abschätzen zu können, wurde die Extraktion außerdem an getrockneten Proben vorgenommen. Im Gegensatz zu den bisherigen Untersuchungen kam hier jedoch die ungesiebte Gesamtprobe zum Einsatz, um möglichst unverändertes Material unter Sauerstoffausschluss behandeln zu können. Des Weiteren wurden vier auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ gesiebte und getrocknete Proben mit diesem Verfahren untersucht, sodass zusätzlich der Vergleich zwischen der Feinfraktion und der Gesamtprobe möglich ist.

In Abbildung 6.13 sind die Bindungsformen von Eisen und Mangan enthalten, die nach KEON unter Sauerstoffausschluss an frischen Proben ermittelt wurden. In der oberen Probe sind im Vergleich zu den anderen Tiefen höhere Anteile des Eisens in reduzierbarer Form gebunden. Die ionische und die adsorbierte Fraktion sind wegen des geringen Auftretens vernachlässigbar. Im Mittel liegen 22 % des Eisens in sehr amorpher Form und 9 % in amorpher Form vor. Kristalline Eisen-Oxidhydroxide sind mit 16 % vertreten. Insgesamt bestehen somit 47 % des Eisens in reduzierbaren Phasen. Weitere 11 bzw. 40 % sind in pyritischen bzw. residualen Bindungen enthalten.

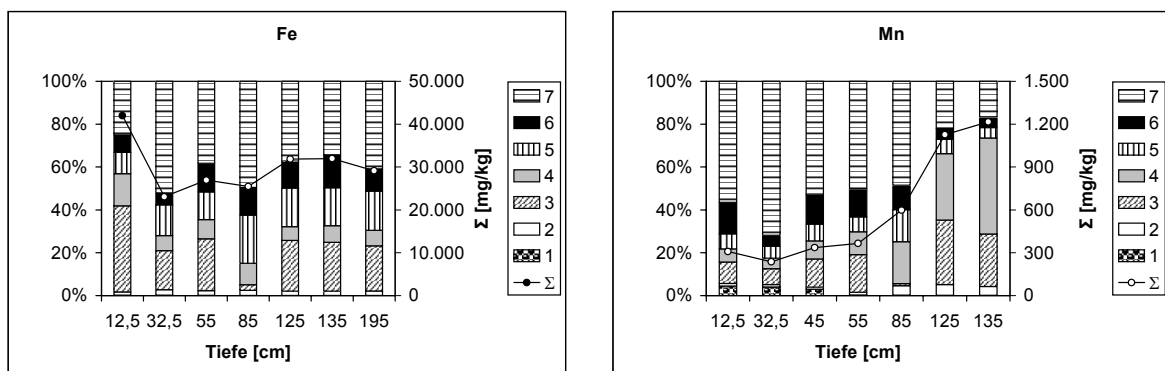


Abbildung 6.13: Bindungsformen von Fe und Mn nach KEON in frischen Proben im Profil Wes (1: ionisch, 2: stark adsorbiert, 3: AVS, Carbonate, Mn-Oxide, 4: amorphe Fe-Oxidhydroxide, 5: kristalline Fe-Oxidhydroxide, 6: Pyrit und As_2S_3 , 7: residual, Σ : Summe der Fraktionen)

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse der oxidierten und der frischen Proben, die in Abbildung 6.14 enthalten ist, zeigt, dass nur geringe Unterschiede bestehen. Infolge der Oxidation während der Trocknung der Proben haben hier nur unwesentliche Verschiebun-

gen der Bindungsformen stattgefunden. Lediglich der reduzierbare Anteil hat um 4 % zugunsten der residualen Bindung abgenommen. Da die Trocknung zu keiner Abnahme des pyritischen Eisens führte und die Abweichungen insgesamt sehr gering sind, belegen die Befunde wiederum, dass die Proben aus einem oxischen Milieu stammen. Möglich ist auch, dass die frischen Proben während der Lagerung bereits oxidierten. Dennoch wären hier größere Unterschiede zu erwarten gewesen, da die Begasung der Proben mit Argon für die Dauer der Aufbewahrung eine vollständige Oxidation verhindert hätte. Aus diesem Grund wird die Lagerung als Ursache ausgeschlossen und das Vorhandensein oxischer Bedingungen als realistisch betrachtet.

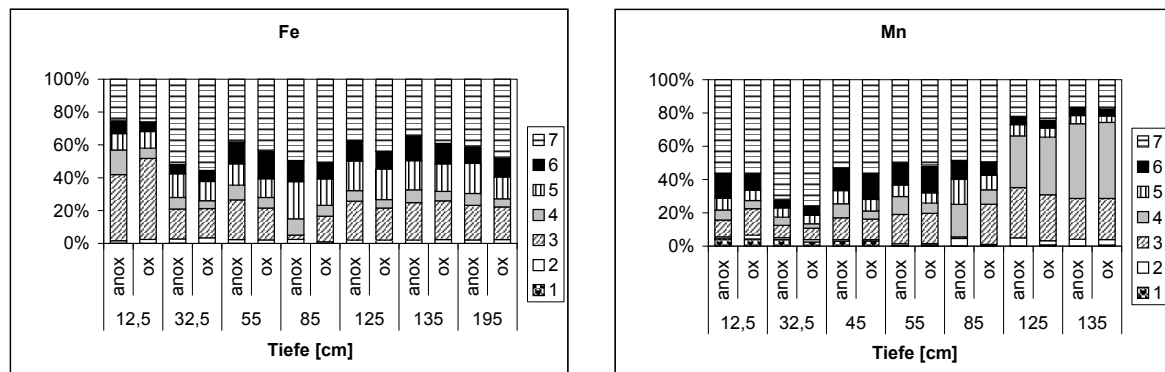


Abbildung 6.14: Vergleich der Bindungsformen von Fe und Mn in oxidierten (ox) und frischen (anox) Proben im Profil Wes (1: ionisch, 2: stark adsorbiert, 3: AVS, Carbonate, Mn-Oxide, 4: amorphe Fe-Oxidhydroxide, 5: kristalline Fe-Oxidhydroxide, 6: Pyrit und As₂S₃, 7: residual)

Die Bindungsformen des Mangans sind in den Proben aus dem oberen 100 cm ebenfalls sehr ähnlich, während in den tieferen Schichten höhere reduzierbare Anteile vorliegen. Die ersten beiden Phasen sind mit 2 bzw. 3 % vernachlässigbar. Der dritte Schritt, der entsprechend der definierten Bindungsformen die Manganoxide enthält, ist mit 15 % vertreten. In den folgenden zwei Phasen sind dennoch weitere 18 bzw. 8 % des Mangans enthalten. Dies ist ein Indiz dafür, dass im Verfahren nach KEON mit 1-molarer HCl die Manganoxide nicht vollständig erfasst werden. Die höhere Bindungsstärke führt zur Verschleppung in die nächsten Extraktionsschritte. In der sulfidischen und der residualen Phase werden 10 bzw. 46 % des Mangans erfasst.

Ähnlich wie beim Eisen sind die Unterschiede zwischen oxisch und anoxisch behandelten Proben sehr gering (vgl. Abbildung 6.14); die ermittelten Bindungsformen sind nahezu identisch.

Da die Oxide und Hydroxide des Mangans und Eisens, die in den reduzierbaren Phasen 3 bis 5 erfasst werden, wichtige Bindungspartner für Arsen und Schwermetalle darstellen, sollen diese für einen Vergleich der verschiedenen Fraktionen und Verfahren herangezogen werden. Mit der Extraktion nach KEON wurden für Eisen an den frischen

Gesamtproben durchschnittlich 47 % und an den getrockneten Proben ca. 43 % in reduzierbarer Form ermittelt. Mit 41 % des Eisens in diesen drei Phasen liefert die Elution der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ ein ähnliches Ergebnis. Die Bindungsformverteilung wird durch die Korngrößenfraktionierung der Proben demnach nur unwesentlich beeinflusst. Somit lässt sich festhalten, dass die Extraktion der Gesamtprobe geeignet ist, um einen Überblick über die vorliegenden Bindungsformen zu erhalten.

Die sequentielle Elution nach FÖRSTNER [1982] hat 32 % des Eisens in den reduzierbaren Fraktionen 3 und 4 erfasst. Das sind 9 % weniger als bei der Anwendung der Methode nach KEON. Der geringere Anteil in den oxidischen und hydroxidischen Phasen ist v. a. auf eine Überbewertung der residualen Bindungsform zurückzuführen. Diese beträgt nach FÖRSTNER 61 %, während es nach KEON nur 44 % sind. Die Extraktion nach KEON scheint deshalb für die Ermittlung der reduzierbaren Anteile des Eisens besser geeignet zu sein als die Elution nach FÖRSTNER.

Die Anteile des Mangans, die in Oxiden und Hydroxiden gebunden vorliegen, sind in allen untersuchten Verfahren sehr ähnlich. Hier sind die Unterschiede zwischen anoxischen (41 %), oxidierten (39 %) und gesiebten (40 %) Proben vernachlässigbar. Nach FÖRSTNER wurden ebenfalls 42 % ermittelt. Unterschiede bestehen lediglich in den Bindungen geringer Stärke, die nach KEON einen höheren Anteil einnehmen (10 statt 2 %). Eine Trennung der carbonatischen Verbindungen ist jedoch nicht möglich.

Die Bindungsformverteilung des Arsens in den frischen Proben, die das Anliegen dieser Elutionsmethode ist, ist in Abbildung 6.15 enthalten. Nahezu 90 % des gesamten Arsens werden in den Phasen 2 und 3 erfasst. Im Mittel liegen 46 % stark adsorbiert vor. In der dritten Fraktion, in der Carbonate, Manganoxide und sehr amorphe Eisenoxide gelöst werden, sind 42 % Arsen gebunden. Dennoch sind die Korrelationen mit Eisen bzw. Mangan in diesen Schritten nicht vorhanden bzw. sehr gering ausgeprägt ($r_{\text{Fe}2}=0,59$; $r_{\text{Mn}3}=0,24$; siehe Abbildung 6.16). Die Bindung an deren Oxide und Hydroxide wird in diesen Phasen wiederum nicht belegt. Insgesamt ist Arsen sehr instabil gebunden, da diese Bindungen geringer Stärke sind. In den Schritten 4 und 5 sind 6 bzw. 5 % enthalten. Hier wird die Assoziation mit Eisen-Oxidhydroxiden durch Korrelation mit Eisen ($r_4=0,84$ bzw. $r_5=0,88$) und z. T. Mangan ($r_4=0,26$ bzw. $r_5=0,99$) bestätigt, jedoch sind wesentlich geringere Arsengehalte enthalten. Die restlichen Phasen sind vernachlässigbar.

An dieser Stelle soll noch einmal betont werden, dass bei Addierung der Phasen 1 bis 5 im Mittel 99 % und somit nahezu das gesamte Arsen potenziell mobilisierbar ist. Die labilen Bindungen können bereits durch eine pH- oder Eh-Änderung gelöst werden, da durch die Reduzierung der Oxide und Hydroxide eine Freisetzung des daran gebundenen Arsens möglich ist.

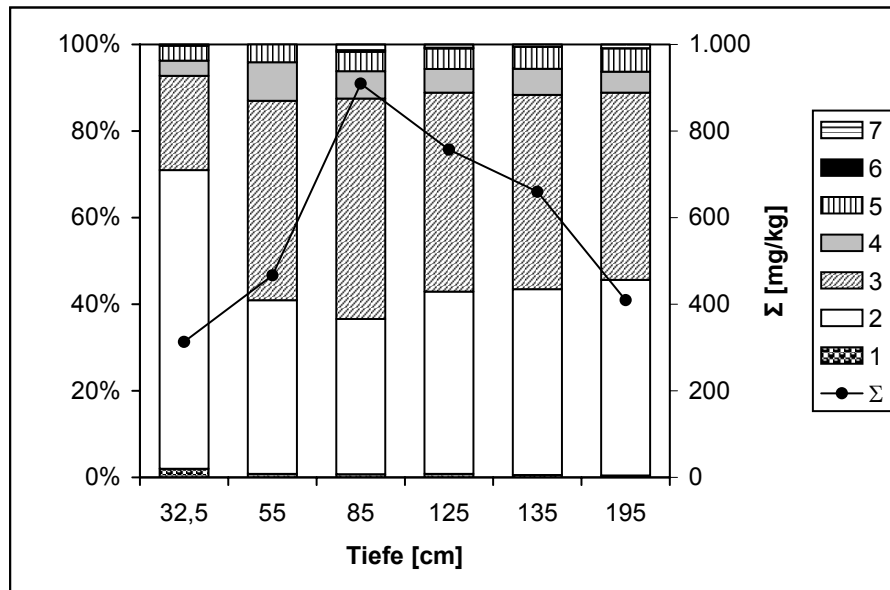


Abbildung 6.15: Bindungsformen von As in frischen Proben im Profil Wes (1: ionisch, 2: stark adsorbiert, 3: AVS, Carbonate, Mn-Oxide, 4: amorphe Fe-Oxidhydroxide, 5: kristalline Fe-Oxidhydroxide, 6: Pyrit und As₂S₃, 7: residual, Σ: Summe der Fraktionen)

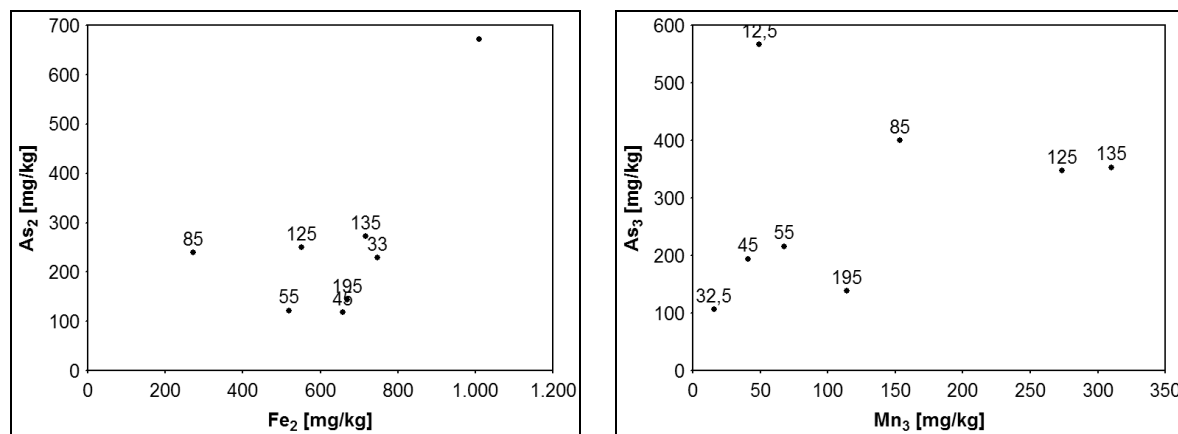


Abbildung 6.16: Korrelation zwischen Fe (Fe₂) und As (As₂) im 2. Schritt sowie zwischen Mn (Mn₃) und As (As₃) im 3. Schritt; Profil Wes

Analog zum Eisen und Mangan ist die Bindungsformverteilung zwischen den anoxisch gelagerten und den getrockneten Proben auch beim Arsen nahezu identisch. In der Abbildung 6.17 ist zu erkennen, dass eine geringe Verschiebung von der zweiten in die dritte Phase und damit eine Zunahme der Bindungsstabilität stattfand.

Im Gegensatz zu den Untersuchungen durch BEUGE [1999] an der Mulde hat die Trocknung der analysierten Proben zu einer - wenn auch sehr geringen - Verschiebung zu Bindungsformen mit höherer Stabilität geführt. Dies dürfte darin begründet sein, dass sich das Material des untersuchten Profils bereits im oxidierten Zustand befand.

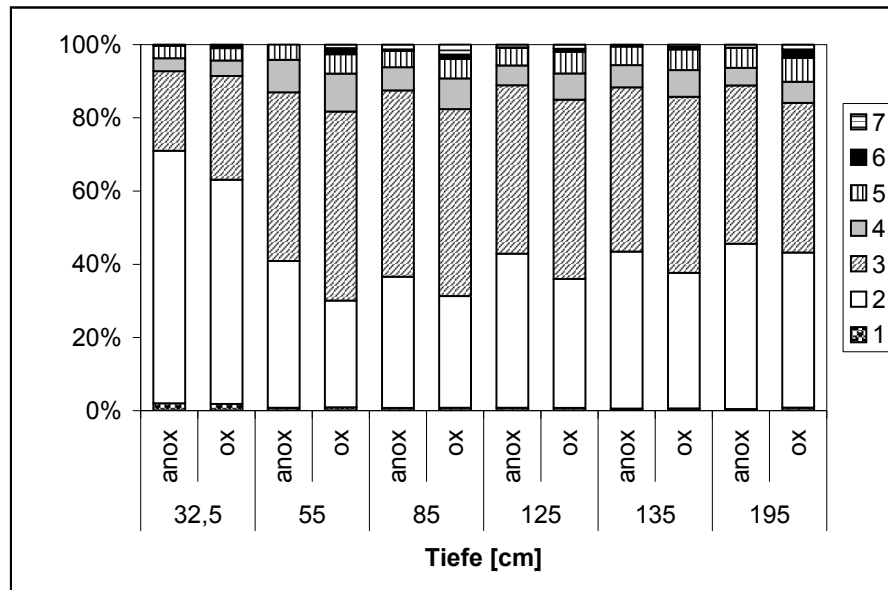


Abbildung 6.17: Vergleich der Bindungsformen von As in oxidierten (ox) und frischen (anox) Proben im Profil Wes (1: ionisch, 2: stark adsorbiert, 3: AVS, Carbonate, Mn-Oxide, 4: amorphe Fe-Oxidhydroxide, 5: kristalline Fe-Oxidhydroxide, 6: Pyrit und As_2S_3 , 7: residual)

Die Verteilung der Bindungsformen des Arsens wird durch die Wahl der untersuchten Fraktion wenig beeinflusst. In der Abbildung 6.18 ist zu sehen, dass die zweite Phase in der Gesamtprobe um 9 % höhere Anteile einnimmt, während die dritte Fraktion in gleichem Maße abnimmt. Dennoch sind die Ergebnisse sehr ähnlich, sodass sowohl die Gesamtprobe als auch die gesiebte Fraktion für die Ermittlung der mobilen Anteile herangezogen werden kann.

Die beiden angewendeten Verfahren brachten unterschiedliche Ergebnisse:

Nach FÖRSTNER sind 89 % des Arsens in reduzierbarer Form enthalten, wobei der weitaus größere Anteil mit 74 % mit kristallinen Oxiden assoziiert vorliegt. Damit sind die anderen Fraktionen relativ unbedeutend.

Nach KEON jedoch sind insgesamt 40 % ionisch bzw. adsorptiv gebunden und damit sehr mobil. Diese Gehalte könnten bei veränderten Milieubedingungen freigesetzt werden. In reduzierbaren Bindungen liegen hier 57 % vor, wobei der Hauptanteil mit 45 % von Bindungen an amorphe Eisen-Oxidhydroxide eingenommen wird. Das geringe Auftreten der sulfidischen und der residualen Fraktion ist bei beiden Verfahren übereinstimmend.

Somit resultieren aus der Extraktion nach KEON Bindungen mit wesentlich geringerer Stärke und die mobilen Anteile sind betont. Die Beurteilung des Freisetzungspotenzials und der daraus hervorgehenden Gefährdung führt deshalb zu verschiedenen Ergebnissen.

Die unterschiedlichen Resultate der Bindungsformanalysen zeigen, dass vergleichende Betrachtungen nur durchgeführt werden können, wenn dieselbe Methode zugrunde liegt. Ein Vergleich allein aufgrund der operationell definierten Bindungsformen ist nicht mög-

lich. In der vorliegenden Arbeit hätte die von FÖRSTNER als „weniger leicht reduzierbare Fraktion“ (Schritt 4) der Phase der „kristallinen Eisen-Oxidhydroxide“ nach KEON (Schritt 5) entsprechen müssen. Die Anteile dieser Fraktionen sind am Beispiel des Arsens jedoch in keinster Weise übereinstimmend (74 bzw. 5 %).

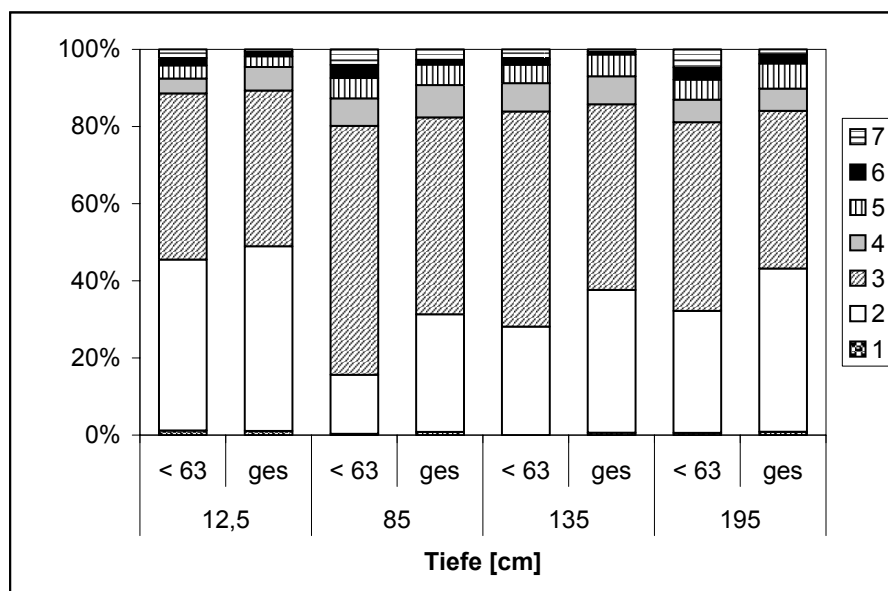


Abbildung 6.18: Vergleich der Bindungsformen von As in der Fraktion < 63 µm und der Gesamtprobe im Profil Wes (1: ionisch, 2: stark adsorbiert, 3: AVS, Carbonate, Mn-Oxide, 4: amorphe Fe-Oxidhydroxide, 5: kristalline Fe-Oxidhydroxide, 6: Pyrit und As₂S₃, 7: residual)

An diesem Punkt wären weitere Untersuchungen erforderlich. So müsste bei der überaus leichten Verfügbarkeit, wie sie das Verfahren nach KEON aufzeigt, auch eine gute Eluierbarkeit in wässrigen Lösungen gegeben sein (S4; DIN 38 414, Teil 4). Entsprechende Versuche konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht vorgenommen werden.

6.2.5 Arsen^{III}-/Arsen^V-Bestimmung

Für die Analytik zur Unterscheidung des drei- und fünfwertigen Arsens wurden wiederum die bereits mehrfach verwendeten acht Proben aus den Tiefenstufen 12,5 und 32,5 cm, 45, 55, 85, 125, 135 und 195 cm eingesetzt. Insbesondere bei den z. T. sehr hohen Konzentrationen ist die Oxidationsstufe des Arsens von großer Bedeutung, da sie die Toxizität maßgeblich bestimmt. Hohe Anteile des toxischen As^{III} in stark belasteten Proben stellen eine Gefahr für die im Wasser der Mulde lebenden Organismen dar.

Der Schwerpunkt dieser Analytik liegt auf der Ermittlung des Oxidationsstatus des Arsens. Eine weitere Unterscheidung in methylierte und andere organische Spezies wie Arsenobetain und –cholin wird hier nicht vorgenommen.

Die Verwendung von argongespülter 1-molarer HCl verhindert die Oxidation des Arsens während der Extraktion im Handschuhkasten. Die Trennung des As^{III} & As^{V} vom Gesamt-As war jedoch nicht möglich (vgl. Kap. 4.6). Die Durchführung eines vorgeschalteten Reaktionsschrittes, der die sulfidischen und organischen Bestandteile zu As^{V} oxidiert, führte zu den gleichen Ergebnissen wie die Unterlassung dieses Vorganges. Demnach konnte keine Differenz zwischen dem Arsen-Gesamtgehalt und dem As^{III} & As^{V} -Gehalt festgestellt werden, sodass nur eine Unterscheidung in As^{III} und As^{V} vorgenommen werden kann. Organisch gebundene Arsenspezies liegen somit nicht vor. Außerdem hatten die Extraktionen nach FÖRSTNER und KEON bereits gezeigt, dass organisch und sulfidisch gebundenes Arsen vernachlässigt werden kann, da maximal 3 % in dieser Form vorliegen (vgl. Kap. 6.2.3 und 6.2.4).

In Abbildung 6.19 sind die Anteile von As^{III} und As^{V} dargestellt, die im Extrakt enthalten waren. Hierbei ist deutlich zu erkennen, dass As^{III} während der Extraktion erhalten geblieben ist und nicht bereits oxidierte. Durchschnittlich liegen 47 % des extrahierten Arsens in der reduzierten Form vor.

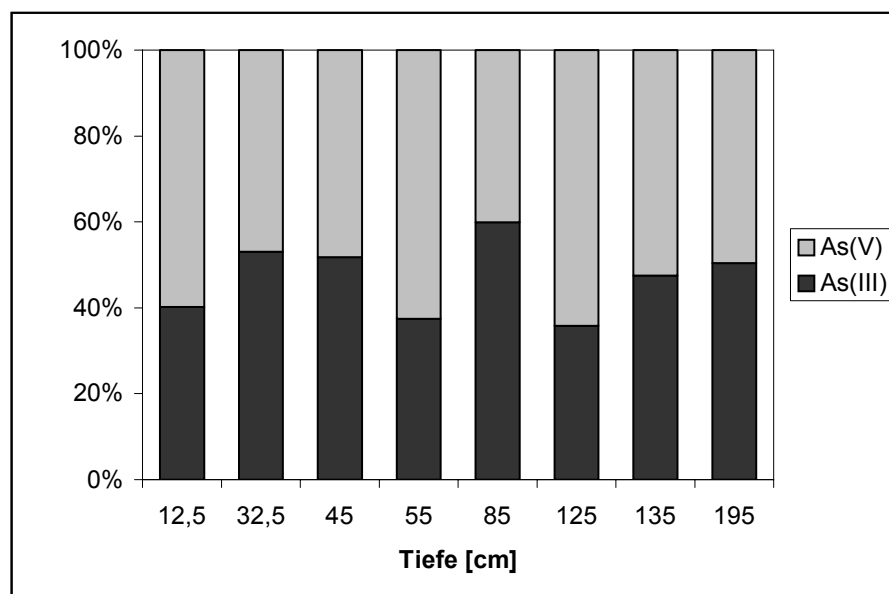


Abbildung 6.19: Anteil des As^{III} (As_3) und As^{V} (As_5) am extrahierten As; Profil Wes

Das Extraktionsmittel wurde in Anlehnung an die sequentielle Elution nach KEON [2001] gewählt. Die nachfolgenden Schritte während des Verfahrens führen zur Reduktion der enthaltenen Oxide und Hydroxide. Aus diesem Grund wird angenommen, dass das in der Probe verbleibende Arsen als As^{V} vorliegt. Wie bereits erwähnt wurde, ist sulfidisch gebundenes Arsen vernachlässigbar. Andernfalls wären diese Anteile in der eluierten Probe enthalten geblieben, da sie durch die einmalige Extraktion nicht herausgelöst werden.

Unter der Berücksichtigung des in der Probe verbliebenen Arsens ändert sich die Verteilung der Spezies. Wie in Abbildung 6.20 zu erkennen ist, nimmt As^{III} nun einen Anteil von 35 % und As^{V} von 65 % ein. Es besteht kein Zusammenhang zwischen dem As^{III} -Anteil und dem Gesamtarsen, sodass eine höhere Arsenbelastung nicht mit einem höheren Anteil des reduzierten Arsens verbunden ist. Dennoch bleibt zu berücksichtigen, dass bis zu 293 mg/kg As in der toxischen dreiwertigen Form vorliegen. Dieses ist außerdem sehr mobil und kann daher leicht in das Flusswasser freigesetzt werden.

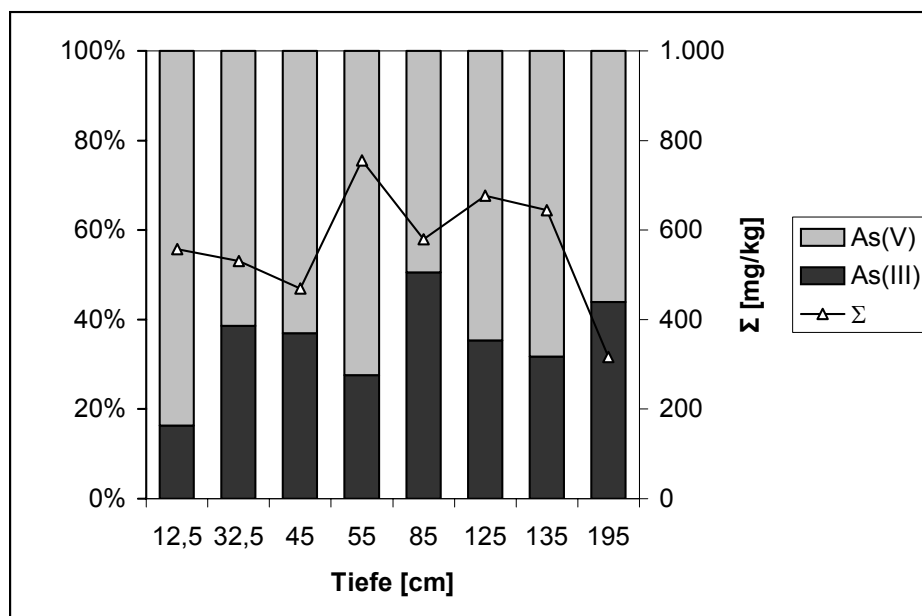


Abbildung 6.20: Anteil des As^{III} (As_3) und As^{V} (As_5) am Gesamt-As im Profil Wes (Σ : Summe)

Weiterhin besteht kein Zusammenhang zwischen dem As^{III} -Anteil und der Tiefe. Die Redoxbedingungen sind daher auch mit zunehmender Tiefe relativ konstant.

Der Anteil des extrahierten Arsens liegt bei 74 % des Gesamtgehalts. Somit wurde durch die einmalige Extraktion mit HCl weniger gelöst als in den ersten drei Schritten der Extraktion zusammen. Hier beträgt die Summe 89 %. Die Säure ist demnach nicht in der Lage, dass durch die MgCl_2 - und NaH_2PO_4 -Lösung extrahierte Arsen ebenfalls vollständig zu erfassen. Eventuell kann bei der Verwendung einer höheren Säurestärke, z. B. 4-molare HCl, eine verbesserte Löslichkeit erreicht werden. Da As^{III} jedoch weniger stark als As^{V} gebunden ist, kann davon ausgegangen werden, dass kein As^{III} in der Probe verblieb.

6.2.6 Mikrosonden- und Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen

Die Aufnahmen mit der Mikrosonde und dem gekoppelten EDX-System erlauben eine punktuelle Elementanalyse. Somit war es möglich, Körner mit einem erhöhten Arsen- und Bleigehalt zu identifizieren. Das anschließende Mapping zeigt die Verteilung verschiede-

ner Elemente an und sollte somit wiederum eine Aussage über Bindungsformen ermöglichen.

In Abbildung 6.21 ist das Rückstreuелектronenbild eines Korns aus 85 cm Tiefe enthalten. Dieses weist eine sehr hohe Variabilität in der punktuellen Elementverteilung auf. In Abbildung 6.22 ist das Spektrum der gekennzeichneten Stelle dargestellt. Die Intensität des Arsensignals (bei 1,3 keV) ist hier besonders hoch. Gleichzeitig sind deutliche Eisen- und Manganpeaks enthalten (ca. 5,9 und 6,4 keV). Dies lässt wiederum auf eine Bindung des Arsens an Eisen- und Manganoxide schließen. Zu berücksichtigen ist aber, dass Arsen deutlich stärkere Signale hervorruft als Eisen oder Mangan, woraus folgt, dass es an dieser Stelle höher konzentriert ist. Möglicherweise handelt es sich um Bruchstücke eines Arsenminerals. Hier kommen eine Vielzahl von Arsenaten (AsO_4^{3-}) in Betracht, die mit Eisen und Mangan angereichert sind. Ein bekanntes Eisenarsenat ist der Skorodit ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$), der auch im Erzgebirge weit verbreitet ist. Neben den anstehenden Mineralen sind auch Neubildungen bzw. Ausfällungen möglich, die aus den angereicherten Lösungen bzw. Suspensionen in z. B. Absetzbecken der Aufbereitungsanlagen hervorgehen. Diese müssen keine definierte Zusammensetzung haben, sondern es können zahlreiche Übergänge bestehen.

In der Literatur wird die Ausfällung von Arsen an Eisen-Oxidhydroxide v. a. im Zusammenhang mit Bergbauwässern beschrieben. Ferrihydrit ist ein gering geordnetes hydroxidisches Eisenoxid (etwa $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) mit einer hohen Reaktivität und einer großen spezifischen Oberfläche. Deshalb gehört er zu den wichtigsten Adsorbern von Spurenelementen in Oberflächen- und Grundwassersystemen. Diese Eisen-Oxidhydroxide haben eine hohe Adsorptionsaffinität für Arsenat. Der Grad der Adsorption an Ferrihydrit ist höher, wenn Arsen und Eisen gleichzeitig ausfallen. Dies ist z. B. in Aufbereitungsanlagen der Fall, in denen Arsen und Eisen in hohen Konzentrationen vorliegen. Arsen-Ferrihydrit ist stabil, da die Transformation zu Hämatit (Fe_2O_3) bzw. Goethit (FeOOH) aufgrund des hohen Arsengehalts gehemmt ist [FULLER, 1993; MOLDOVAN, 2003].

LANGMUIR et al. [2006] beschreiben die Präzipitation von schwach kristallinem Skorodit in Lösungen mit einem pH-Wert von 2 bis 3, die in der Uranraffination anfallen. Hierbei werden 90 bis 98 % des Arsens aus der Lösung entfernt. Bei höheren pH-Werten (2,2 bis 7,4) wird Arsen an amorphe Eisen-Oxidhydroxide gebunden. Die Bindung des Arsens an diese Eisenmineralisationen ist irreversibel. Ausfallender Skorodit und Eisen-Oxidhydroxide kontrollieren somit die Arsenkonzentration im Porenwasser der Schlämme in einem Absetzbecken.

Der Einbau von Arsen als Arsenat erfolgt bereits in Eisen-Oxidhydroxid-Kolloide und führt schließlich zur Fällung, u. a. von Skorodit. Da die Ausfällung von Sekundärmineralen die Mobilisation von Arsen hemmt, wird auf diese Weise die Elementzusammensetzung der Grubenwässer der Freiburger Sulfidlagertstätten reguliert. Darüber hinaus haben die Eisenarsenate somit eine wichtige Funktion für die Fixierung von Arsen in den Sedimenten der Mulde [BAAKE, 2001; MILLER, 2005].

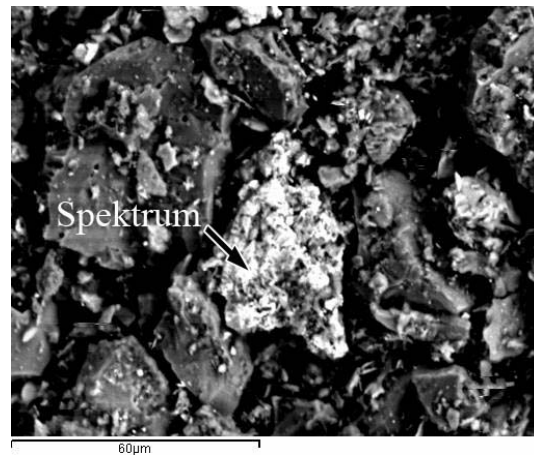


Abbildung 6.21: Rückstreuungselektronenbild eines Korns aus 85 cm Tiefe; Profil Wes

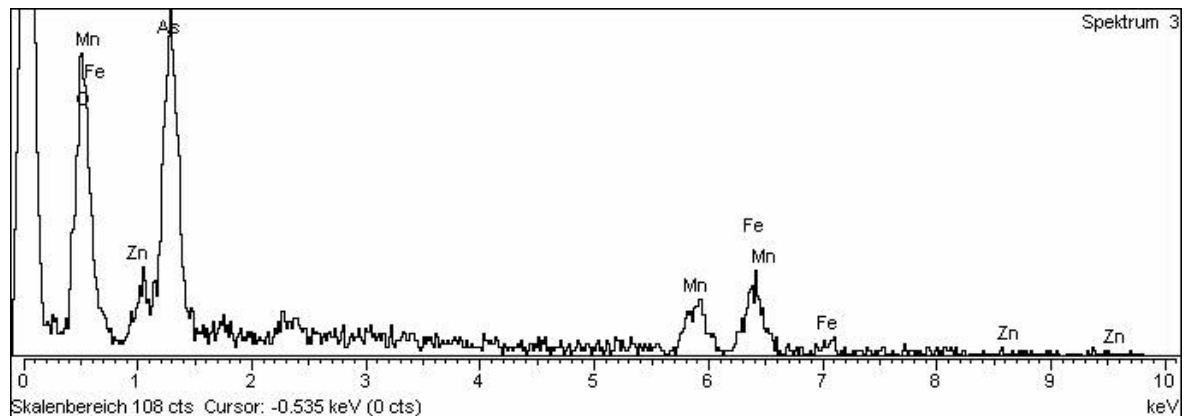


Abbildung 6.22: Punktueller Elementspektrum des Korns; 85 cm; Profil Wes

In Abbildung 6.23 ist ein Korn und die angefertigten Mappings für Arsen und Eisen enthalten. Die Umrisse des Partikels sind im Bild gut zu erkennen. Dieses Beispiel aus 125 cm Tiefe belegt eine eindeutige Überlappung der Arsen- und Eisenverteilung. Deshalb ist von einer gemeinsamen Bindung auszugehen. Arsen ist hier im Vergleich zum Eisen angereichert.

In Abbildung 6.24 stimmt demgegenüber das Arsenvorkommen mit dem des Mangans deutlich besser überein. Hier besteht eindeutig eine Assoziation von Arsen mit Mangan. Arsen kann durch Oberflächenkomplexierung an Manganoxide gebunden werden. Diese weisen eine hohe Selektivität auf, sodass sie auch als Material zur Arsenentfernung aus Trinkwasser geeignet sind [OUVRARD, 2005]. Eine Vergesellschaftung mit Eisen wird nicht deutlich.

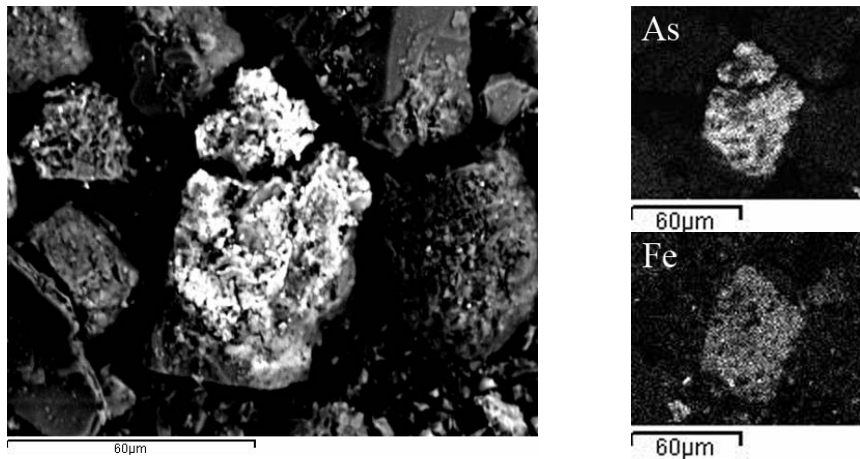


Abbildung 6.23: Rückstreuelektronenbild eines Korns und Mappings für As und Fe; 125 cm; Profil Wes

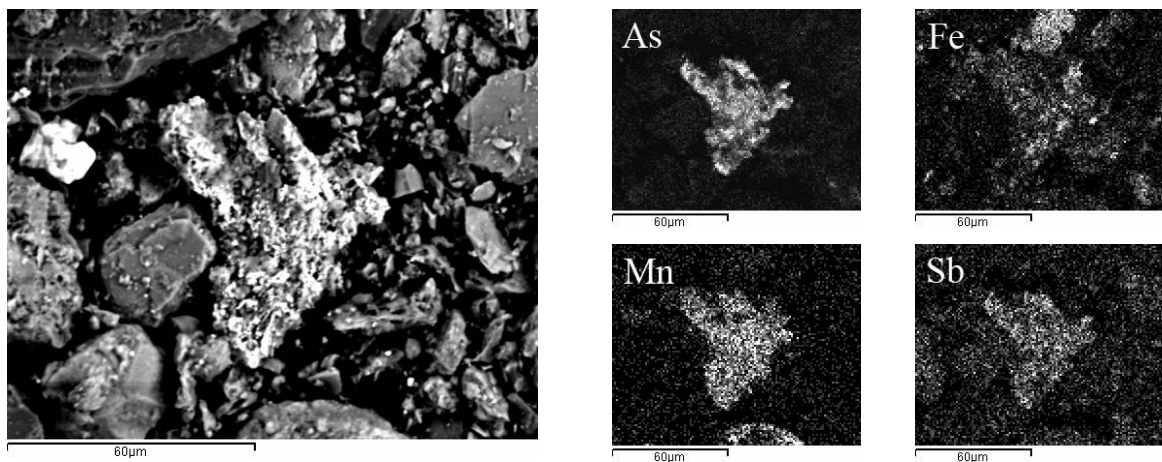


Abbildung 6.24: Rückstreuelektronenbild eines Korns und Mappings für As, Fe, Mn und Sb; 125 cm; Profil Wes

Wie schon in Kap. 6.2.2 erläutert wurde, treten Arsen und Antimon wegen ihrer geochemischen Ähnlichkeit häufig gemeinsam auf. Dies wird in Abbildung 6.24 nochmals belegt.

In Abbildung 6.25 ist die ungleichmäßige Arsenverteilung auf dem Partikel sehr deutlich zu erkennen. Ebenfalls enthalten sind Eisen und Mangan, jedoch zeigt Eisen ein abweichendes Auftreten. Es ist v. a. an den Stellen konzentriert, wo Arsen fehlt. Die Manganverteilung stimmt mit der des Arsens weitgehend überein. Mangan kommt daher als Bindungspartner in Frage.

Somit bleibt festzuhalten, dass auf dem arsenhaltigen Korn Eisen und Mangan vorkommen und deren Oxide als Bindungspartner zur Verfügung stehen.

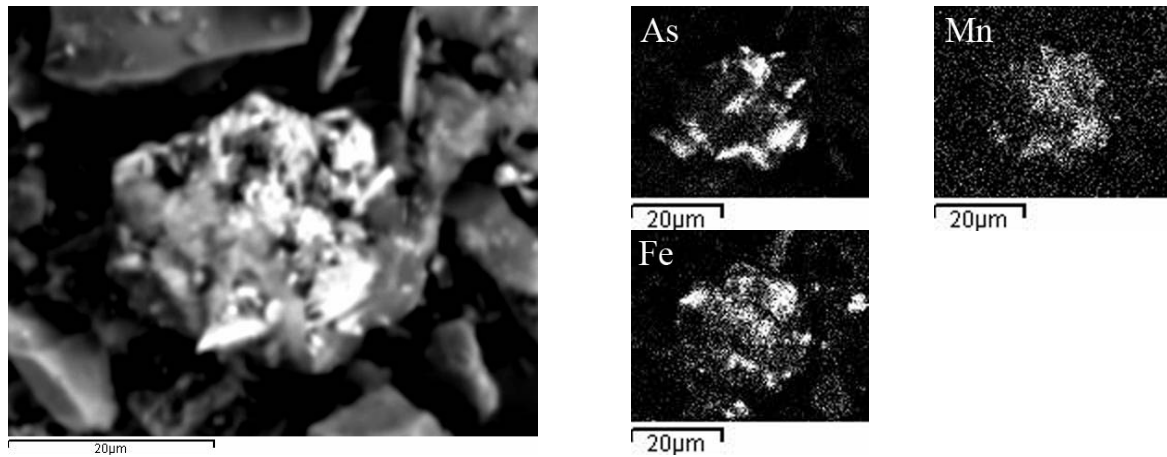


Abbildung 6.25: Rückstreuelektronenbild eines Kornes und Mappings für As, Fe und Mn; 85 cm; Profil Wes

In Abbildung 6.26 ist ein Sekundärelektronenbild aus einer weiteren Probe (55 cm) enthalten, die stark mit Blei kontaminiert ist. Diese Bilder ermöglichen im Vergleich zum Rückstreuelektronenbild eine höhere Auflösung. Das gezeigte Korn ist im Gegensatz zu den umgebenen Partikeln mit Blei angereichert, was mit Hilfe des Mappings abgebildet werden konnte (vgl. Abbildung 6.27). Weiterhin ist Arsen zu sehen, sodass hier Arsen und Blei nebeneinander vorliegen. Die Konzentration des Bleis in der Probe und auf dem Korn ist jedoch wesentlich höher als die von Arsen. Da auch Eisen sehr deutlich hervortritt, ist davon auszugehen, dass diese Elemente an Eisen-Oxidhydroxide gebunden sind. Mangan dagegen ist im gesamten Bildausschnitt gleichmäßig gering verteilt.

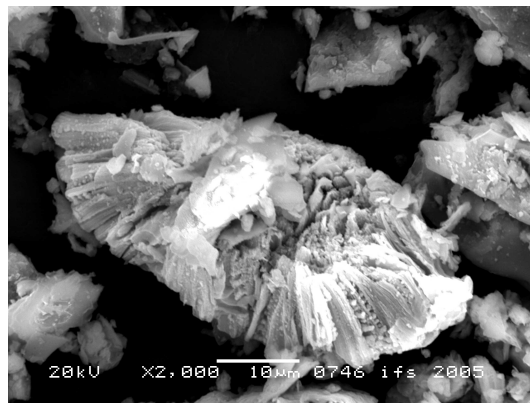


Abbildung 6.26: Sekundärelektronenbild eines Kornes aus 55 cm Tiefe; Profil Wes

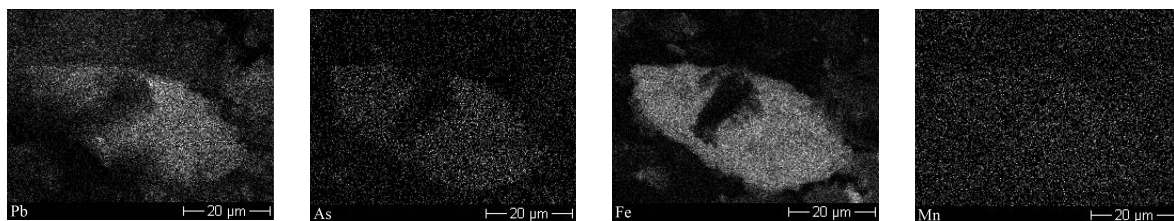


Abbildung 6.27: Mapping für Pb, As, Fe und Mn; 55 cm; Profil Wes

Die Adsorption von Schwermetallen an der Oberfläche amorpher Eisen-Oxid-hydroxide ist stark pH-abhängig. Bei einem pH-Wert von ca. 3 findet nahezu keine Sorption von Blei statt, während sie bei einem Wert von 5,8 maximal ist. Die Sorptionsaffinität ist für Schwermetalle verschieden. So ist die Adsorption für Zink im Vergleich zum Blei nur bei höheren pH-Werten realisiert [APPELO, 2005].

Abschließend ist festzustellen, dass Körner, die mit Arsen oder Blei angereichert sind, meist ebenfalls reich an Eisen oder Mangan sind. Beide Hauptelemente bzw. deren Oxide sind offenbar wichtige Bindungspartner, da die Verteilung auf dem Partikel häufig übereinstimmt. Die Betrachtung des Auftretens der Elemente auf den einzelnen Körnern stellt jedoch nur eine punktuelle Information dar.

Arsen tritt auch eigenständig auf, d. h. die Bindung an Eisen oder Mangan ist nicht zwingend vorhanden. So ist z. B. die adsorptive Bindung an Minerale möglich, die kein Eisen und Mangan enthalten.

Bereits mithilfe der sequentiellen Elutionen nach FÖRSTNER und nach KEON (vgl. Kap. 6.2.3 und 6.2.4) konnte nicht eindeutig belegt werden, dass Eisen und Mangan die Hauptbindungspartner des Arsens sind. Offenbar ist eine Assoziation mit diesen Elementen z. T. gegeben, diese trifft jedoch nicht auf den überwiegenden Teil des Arsens zu.

6.3 Standort Löbnitz (Vereinte Mulde)

6.3.1 Allgemeine Eigenschaften des Sediments

Der Probennahmepunkt Löbnitz liegt an der Vereinten Mulde. Der Zusammenfluss der Freiburger und Zwickauer Mulde erfolgt ca. 90 km flussaufwärts. Aufgrund der langen Fließstrecke ist von einer vollständigen Durchmischung der Wässer auszugehen. Die Distanz bis zum weiter flussabwärts gelegenen Bitterfelder Muldestausee, der als bedeutende Schadstoffsenke identifiziert wurde [ZERLING, 2001], beträgt ca. 3,5 km (vgl. auch Abbildung 6.28). Das Tiefenprofil wurde in einem Graben, der in direktem Kontakt zur ca. 300 m entfernten Mulde steht, bis auf eine Tiefe von 200 cm abgeteuft.

Unterhalb von 150 cm kam es aufgrund der groben Körnung zu Kernverlust.

Die pH-Werte der Proben schwanken zwischen 5,7 und 6,7 und das Milieu ist dadurch zwischen sehr schwach und mittel sauer. Somit ist bereits eine erhöhte Mobilität einiger Schwermetalle anzunehmen.

Der Kohlenstoffgehalt ist in den oberflächennahen Schichten mit 3,1 % im Vergleich zur Tiefe mit im Mittel 2,1 % ebenfalls etwas höher. Der Kohlenstoff liegt in organischer Form vor.

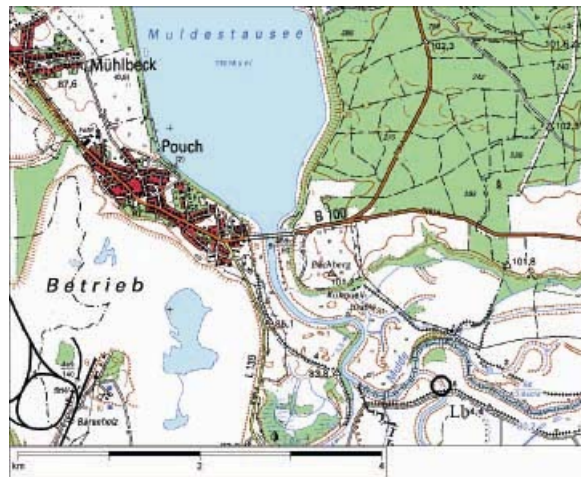


Abbildung 6.28: Lage des Standortes Lößnitz (Lb; Ausschnitt aus Top50)

6.3.2 Gesamtgehalte und Bindungsformen

Da hier ein Standort an der Vereinten Mulde beprobt wurde, liegen sowohl das östliche als auch das westliche Erzgebirge im Einzugsgebiet und beeinflussen die Charakteristik des Sediments. Aus der Freiburger Mulde (Profil Westewitz, vgl. Kap. 6.2) werden in hohem Maße v. a. Blei, Arsen und Cadmium eingetragen und aus der Zwickauer Mulde (Profil Zaßnitz, Kap. 6.1) ebenfalls Cadmium sowie zusätzlich Uran.

Die Belastung des Sediments wird an den Schwermetallen Cadmium und Blei deutlich, deren Gesamtgehalte im Tiefenprofil in Abbildung 6.29 dargestellt sind. Cadmium weist in 17,5 cm Tiefe mit 31,8 mg/kg das Maximum auf. Da der Hintergrundwert der Vereinten Mulde mit 0,8 mg/kg ermittelt wurde [FURRER, 2000], ergibt sich ein Anreicherungsfaktor von 40. Damit liegt für Cadmium die höchste Belastungsklasse vor. Cadmium wird aus beiden Teilflüssen sehr stark eingetragen. Die Aufkonzentrierung ist fast 100 km flussabwärts der Vereinigung beider Mulden zur Vereinten Mulde noch unverändert vorhanden.

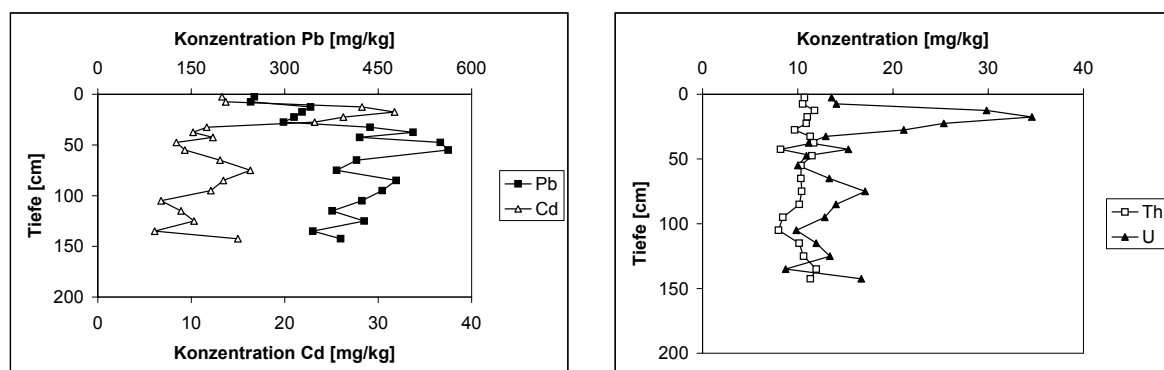


Abbildung 6.29: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, Th und U im Profil Lb

An der Oberfläche liegen geringere Gesamtgehalte vor, die ab 10 cm Tiefe deutlich ansteigen und ab 30 cm wiederum erheblich abnehmen. Dennoch ist auch in den untersten Schichten eine hohe Konzentration vorhanden, die nicht allein geogen verursacht sein kann. Somit ist das gesamte Profil mit anthropogen eingetragendem Cadmium angereichert. Der Grenzwert der Klärschlammverordnung (10 mg/kg) wird nur bei wenigen Proben des Profils unterschritten.

Das Schwermetall Blei weist an der Oberfläche ebenfalls vergleichsweise geringe Gehalte auf, nimmt aber bis in eine Tiefe von 55 cm mit einem Maximum von 562 mg/kg stetig zu. Dies entspricht in Bezug auf den Hintergrundwert von 43 mg/kg einem Anreicherungsfaktor von 13. Das Sediment ist daher als erhöht belastet einzuordnen. Die Konzentrationen nehmen ab 60 cm Tiefe wieder ab. Dennoch bleibt die Belastung mit Blei auch hier über das gesamte Profil bestehen und wird daher anthropogen verursacht sein.

Die extrem hohe Bleianreicherung in der Freiburger Mulde von fast 4.000 mg/kg wird durch den Zusammenfluss mit der weniger belasteten Zwickauer Mulde (maximal 309 mg/kg) bereits stark verdünnt bzw. verringert.

Das Element Uran ist hauptsächlich in den oberflächennahen Schichten angereichert (vgl. Abbildung 6.29). In 17,5 cm Tiefe liegt mit 34,6 mg/kg das Maximum vor, darunter nehmen die Gehalte deutlich ab. Der Hintergrundwert von 7 mg/kg wird in den tiefen Schichten nahezu erreicht, sodass hier eine Belastung im Gegensatz zu Cadmium und Blei nur an der Oberfläche vorliegt. Die Urankontamination muss daher verhältnismäßig jung sein. Hier ist z. B. der Eintrag aus der Zwickauer Mulde mit dem Hochwasser 2002 möglich. Die Erosion der Halden, die in unmittelbarer Nähe zum Fluss liegen, führte zu einem erheblichen Transport der abgelagerten Reststoffe. Das belastete Material wurde flussabwärts wieder sedimentiert und verursacht eine oberflächennahe Kontamination.

Auffallend ist der nahezu parallele Konzentrationsverlauf von Cadmium und Uran, sodass hier von einer gemeinsamen Kontaminationsursache auszugehen ist. Jedoch ist die Anreicherung des Cadmiums im Vergleich zum Hintergrundwert sehr viel höher.

Als Beispiel für ein nicht angereichertes Schwermetall ist der Verlauf von Thorium in der Abbildung 6.29 dargestellt. Es weist über die gesamte Tiefe relativ konstante Konzentrationen von im Mittel 10,4 mg/kg auf. Für die Mulde existiert kein Hintergrundwert für Thorium, aber der für die Elbe angegebene Wert von 15 mg/kg kann annäherungsweise angewendet werden. Dieser wird in keiner Probe überschritten, sodass ein anthropogener Eintrag von Thorium ausgeschlossen werden kann.

Aus der Freiburger Mulde wird ebenfalls Arsen in hohem Maße in die Vereinte Mulde eingetragen. In Westewitz beläuft sich der Anreicherungsfaktor im Vergleich zum Hintergrundwert auf 31; die maximale Konzentration wurde mit 1.310 mg/kg ermittelt. Nach ca. 100 km ist diese Kontamination kaum noch nachzuweisen. Die höchste Konzentration liegt an der Oberfläche vor und beträgt 110 mg/kg, sodass sich nur noch eine Anreicherung um den Faktor 2,4 ergibt. Die Verdünnung hat hier ähnlich wie beim Blei zu einem starken

Rückgang der Belastung geführt. Weiterhin bewirkt die Festlegung der Schadstoffe im Sediment, die entlang der Fließstrecke stattfindet, eine Verringerung der Aufkonzentrierung. Dies wirkt sich flussabwärts positiv auf den Gewässerzustand aus.

Für die Ermittlung der Bindungsformen mit der sequentiellen Elution in Anlehnung an FÖRSTNER [1982] wurden zwei Proben (17,5 und 95 cm) ausgewählt. Hierfür wurden getrocknete Proben der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ verwendet. Die Verteilung der Phasen ist für die Elemente Eisen, Mangan, Cadmium, Blei und Uran in Abbildung 6.30 dargestellt. Für Arsen kann an den Standorten der Vereinten Mulde keine Aussage über die Stabilität der Bindungen getroffen werden, da die Abweichung der Wiederfindungsrate vom Gesamtgehalt bei der Mehrheit der Proben $> 20 \%$ beträgt und deshalb nicht in die Auswertung einbezogen wird.

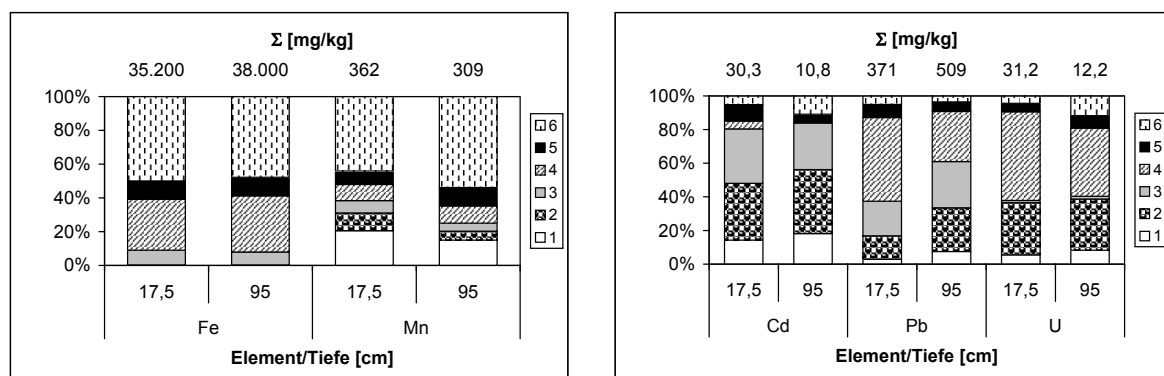


Abbildung 6.30: Bindungsformen von Fe, Mn, Cd, Pb und U im Profil Lb (1: austauschbar, 2: carbonatisch, 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual, Σ : Summe der Fraktionen)

Grundsätzlich ist das Auftreten der Phasen der einzelnen Elemente in den beiden untersuchten Proben sehr ähnlich. Eisen liegt zu ca. 40 % in reduzierbarer Form vor. In der sechsten Phase sind ca. 50 % des Eisens enthalten. Mit ca. 11 % ist der sulfidisch/organische Anteil relativ groß, sodass Sulfidminerale trotz Trocknung erhalten geblieben sind. Dies lässt auf reduzierende Verhältnisse im Originalsediment schließen.

Der reduzierende Charakter wird durch das Auftreten von Mangan in den ersten beiden (18 bzw. 8 %) sowie in der fünften Phase bestätigt (9 %). Mit ca. 49 % hat auch hier die residuale Komponente einen beträchtlichen Anteil.

Mit ca. 50 % in den ersten beiden Fraktionen ist Cadmium sehr mobil, wobei 16 % austauschbar gebunden sind. Weitere 30 % sind in leicht reduzierbarer Form enthalten. Hierbei ist die Stabilität der Bindungen unabhängig vom Gesamtgehalt. In den Proben ist somit ein hohes Freisetzungspotenzial für Cadmium vorhanden.

Blei kommt hauptsächlich in den reduzierbaren Phasen vor, aber ca. 20 % liegen in carbonatischen Bindungen vor. Die zweite Phase ist auch beim Uran mit 31 % stark ver-

treten. Hierbei handelt es sich um Carbonat- und Phosphatkomplexe, die eine hohe Löslichkeit haben. Eine weitere wichtige Bindung des Urans ist mit 47 % die an Eisen- und Manganoxide. Ähnlich wie beim Cadmium wird auch hier die Speziesverteilung nicht vom Gesamtgehalt beeinflusst, obwohl sich beide Proben in ihrer Kontamination deutlich unterscheiden.

6.4 Standort Möst (Vereinte Mulde)

6.4.1 Allgemeine Eigenschaften des Sediments

Dieser Standort ist der erste Punkt, der flussabwärts vom Bitterfelder Muldestausee untersucht wurde. Hier wurde ein Graben beprobt, der sich hinter dem Hochwasserschutzdamm befindet. Die Zufuhr von Muldewasser kann durch die Schließung des Zulaufs gestoppt werden. Deshalb werden Abflussspitzen, wie sie bei einem Hochwasser auftreten, an dieser Stelle vorbeigeleitet und mitgeführtes Material kann hier nicht abgelagert werden. Insofern ist dieser Punkt durch das Wasser geprägt, das während des Niedrig- und Normalwasserstandes in der Mulde fließt.

Der Graben hat bis zum Muldestrom eine Länge von ca. 600 m (siehe Abbildung 6.31). Die zum Zeitpunkt der Probennahme trockengefallene Sohle wurde bis zu einer Tiefe von 200 cm beprobt.



Abbildung 6.31: Lage der Standorte Möst (Mö) und Törten (Tö; Ausschnitt aus Top50)

In den oberen 40 cm sind etwa 10 % Kohlenstoff enthalten, während es darunter im Mittel 1,3 % sind.

Die Proben weisen eine erhöhte Acidität auf. Die oberen 25 cm sind mit pH-Werten zwischen 4,5 und 4,8 stark sauer. Darunter schwanken die pH-Werte zwischen 5,1 und 6,7, sodass die Proben als mittel, schwach und sehr schwach sauer einzustufen sind. Insbesondere in den oberflächennahen Proben ist die Adsorptionsstärke für Schwermetalle wegen des sauren Milieus verringert.

6.4.2 Gesamtgehalte und Bindungsformen

Aufgrund des flussaufwärts vorhandenen Bitterfelder Muldestausees ist mit einer Verringerung der Belastung im Vergleich zu den Standorten oberhalb des Stausees zu rechnen. Der Stausee wirkt als Sedimentationsfalle, sodass eine beträchtliche Schwermetallmenge im Sediment festgelegt wird und im Stausee verbleibt. Die Arsen-, Cadmium- und Bleifracht wird auf diese Weise um 30, 90 bzw. 50 % reduziert [ZERLING, 2001]. Hierdurch leistet der Stausee einen bedeutenden Beitrag zur Verringerung der Schwermetallbelastung in der unteren Mulde und der Elbe.

In Abbildung 6.32 sind die Tiefenprofile der Elemente Arsen, Cadmium, Blei und Uran enthalten. Die Anreicherungsfaktoren für Cadmium, Blei und Uran haben sich wesentlich vermindert. Bei Cadmium reduzierte er sich von 40 am Standort Löbnitz (vgl. Kap. 6.3.2) auf nunmehr 6. Die Abnahme der Blei- und Uranfaktoren ist mit 13 auf 10 bzw. 5 auf 1 zwar geringer, aber dennoch eindeutig nachweisbar. Der Rückgang der Schwermetallkontamination ist vermutlich auf den Stausee zurückzuführen. Dies bestätigt die Wirkung des Muldestausees als Schadstoffseneke.

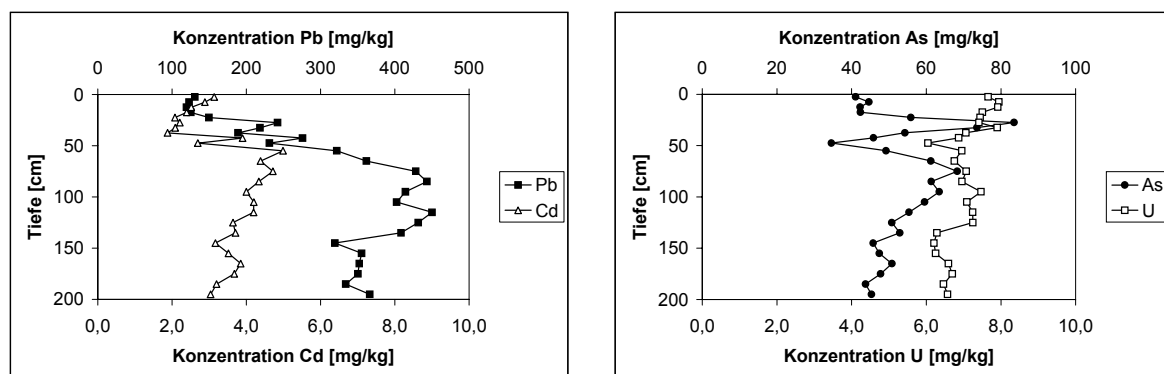


Abbildung 6.32: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, As und U im Profil Mö

Die Blei-Gesamtgehalte nehmen bis in eine Tiefe von 115 cm auf 450 mg/kg zu und vermindern sich darunter wieder, ohne die geringen Werte der oberflächennahen Proben zu erreichen. Ähnlich verhält sich Cadmium; das Maximum (4,99 mg/kg) tritt in einer Tiefe von 55 cm auf. Die höchste Konzentration des Arsens beträgt 83,5 mg/kg (27,5 cm). Die Urangelhalte sind dagegen über die gesamte Tiefe relativ konstant und schwanken um den Hintergrundwert von 7 mg/kg.

Der Rückgang der Belastung des oberflächennahen Sediments mit Arsen, Cadmium und Blei lässt sich auf die Verbesserung der Wasserqualität der Mulde seit der Stilllegung des Bergbaus um 1990 zurückführen.

Trotz der verringerten Belastung des Sediments werden die Vorsorgewerte der Bodenschutzverordnung bei Cadmium und Blei (1 bzw. 70 mg/kg bei einem Lehmboden) weit überschritten. Der Maßnahmenwert für den Wirkungspfad Boden-Grünland beträgt für Arsen 50 mg/kg und kann damit ebenfalls nicht eingehalten werden.

In Abbildung 6.33 ist die Verteilung der Bindungsformen einiger Elemente dargestellt. Für die Analyse wurden die getrockneten und fraktionierten Proben aus 17,5 und 135 cm verwendet.

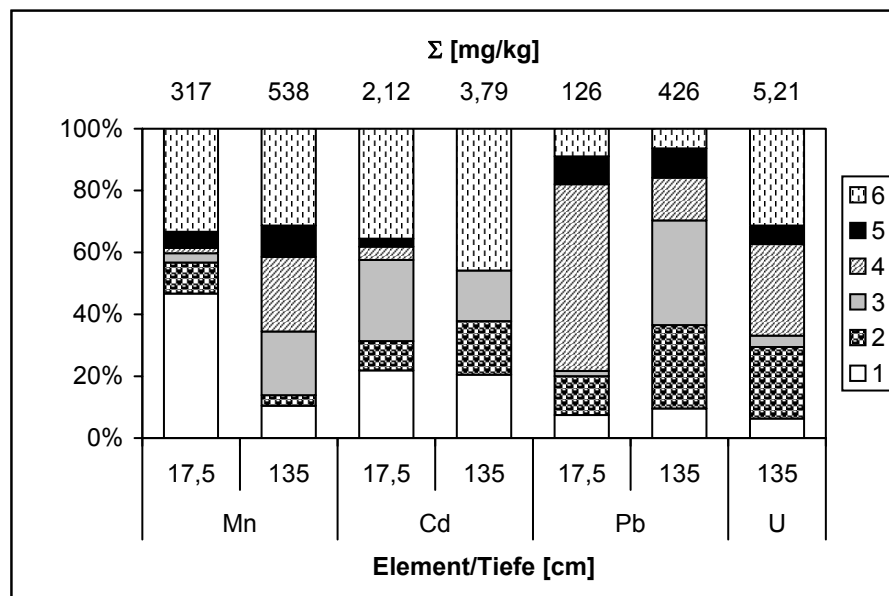


Abbildung 6.33: Bindungsformen von Mn, Cd, Pb und U; Profil Mö (1: austauschbar, 2: carbonatisch, 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual, Σ: Summe der Fraktionen)

Die Wiederfindungsrate des Eisens war zu gering, um hier eine Aussage über die Speziation treffen zu können. Die Verteilung der Manganphasen ist in beiden Proben unterschiedlich. Während die obere Schicht in den ersten beiden Schritten 47 und 10 % enthält, sind es bei der unteren nur 10 bzw. 3 %. Umgekehrt verhält es sich mit den reduzierbaren Formen: Sie sind in 17,5 cm Tiefe vernachlässigbar und in 135 cm Tiefe beinhalten sie dagegen 45 % des Mangans.

Unterschiede existieren auch hinsichtlich des Auftretens der Bindungsformen des Bleis. Beide Proben enthalten austauschbar und carbonatisch gebundenes Blei. Jedoch ist die leicht reduzierbare Fraktion in der Probe aus 17,5 cm vernachlässigbar, wohingegen sie

in 135 cm Tiefe 34 % einnimmt. Entgegengesetzt ist die Situation der weniger leicht reduzierbaren Phase (60 bzw. 14 %). Hier weist die Probe mit dem höheren Gesamtgehalt die geringfügig instabileren Bindungen auf.

Cadmium ist mit mehr als 50 % in den ersten drei Phasen wiederum relativ mobil, obwohl die Bindungen im Vergleich zum Standort Löbnitz wesentlich stabiler sind. Die Freisetzung wird hier aber durch das saure Milieu des Sediments begünstigt.

Uran ist gleichmäßig auf die carbonatische, die weniger leicht reduzierbare und die residuale Fraktion verteilt. Wegen der insgesamt geringen Konzentration besteht jedoch keine Gefährdung durch möglicherweise mobilisiertes Uran.

6.5 Standort Törten (Vereinte Mulde)

6.5.1 Allgemeine Eigenschaften des Sediments

Der untersuchte Altarm der Mulde befindet sich ca. 12,5 km vor der Mündung der Mulde in die Elbe. Über einen Graben von ca. 100 m Länge besteht eine direkte Verbindung zur Mulde. Am Rande der Wasserfläche des Altarms wurde ein Profil bis 200 cm Tiefe abgeteuft (Tö1). Ein weiterer Probennahmepunkt (Tö2) wurde an einem Verbindungsgraben in ca. 250 m Entfernung gewählt. Hier wurde eine ca. 2 m höher gelegene Fläche beprobt, die demnach nur bei Hochwasserstand überflutet wird. Die Teufe beträgt ebenfalls 200 cm. Eine Karte der Probennahmepunkte ist in Abbildung 6.31 enthalten.

Bis in 12 cm Tiefe sind im Profil Tö1 die Proben mit pH-Werten zwischen 3,5 und 5,7 z. T. sehr stark sauer. Darunter beträgt der pH-Wert im Mittel 6,6. Der Kohlenstoffgehalt liegt bei 4,6 %, wobei auch die tiefen Schichten diese Konzentration aufweisen.

Die Proben des Punktes Tö2 haben mit pH-Werten zwischen 5 und 6 durchweg ein mittel saures Milieu. Der Kohlenstoffgehalt nimmt von 8,5 % an der Oberfläche auf 1,5 % in 30 cm Tiefe ab. Darunter liegt er zwischen 0,6 und 1,1 %.

Insbesondere die z. T. sehr niedrigen pH-Werte im Profil Tö1, aber auch das generell saure Milieu des Standortes können hier zu einer Quellsituation führen. Durch die verminderte Adsorptionsstärke von Schadstoffen an Tonmineralen und Eisen-/Manganoxiden kommt es zu einer Freisetzung von Schwermetallen aus dem Sediment ins Wasser, sodass das Sediment als Quelle fungiert.

6.5.2 Gesamtgehalte und Bindungsformen

In Abbildung 6.34 ist der tiefenabhängige Verlauf der Elemente Blei, Cadmium, Arsen und Uran im Profil Tö1 dargestellt. Die Verteilung der Elemente ist sehr unterschiedlich, da für jedes Element das Konzentrationsmaximum in einer anderen Tiefe vorliegt. Cadmium erreicht bereits in 15 cm mit 25,1 mg/kg den Höchstwert, während er für

Uran bei 24,5 cm liegt (58,5 mg/kg), für Arsen bei 65 cm (235 mg/kg) und für Blei erst bei 135 cm (504 mg/kg).

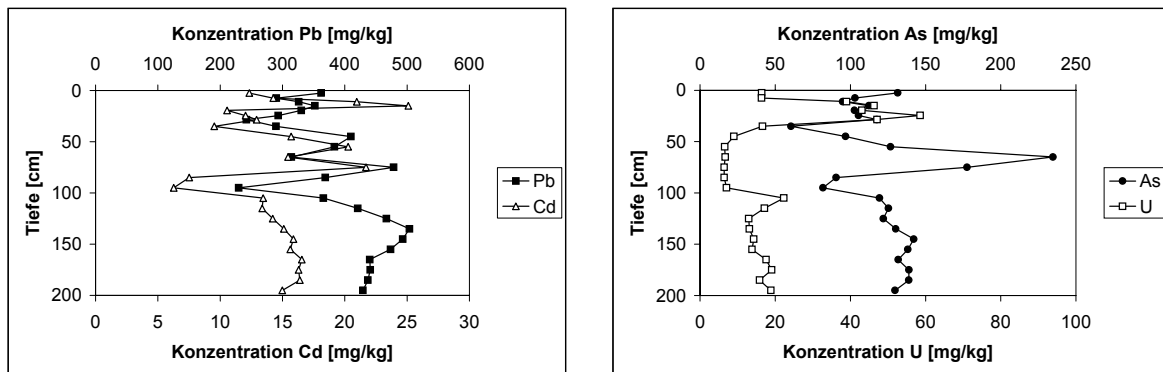


Abbildung 6.34: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, As und U im Profil Töl

Arsen und Uran sind durch eine lokale Belastungsspitze gekennzeichnet und weisen in den darüber und darunter liegenden Schichten deutlich geringere Konzentrationen auf. Cadmium und Blei sind dagegen im gesamten Profil angereichert.

Aus den Maximalgehalten und den regionalen Hintergrundwerten [FURRER, 2000] ergeben sich Anreicherungsfaktoren von 5 (Arsen), 31 (Cadmium), 12 (Blei) und 8 (Uran). Damit ist die Aufkonzentrierung dieser Schadstoffe vergleichbar mit der am Standort Löbnitz/Vereinte Mulde oberhalb des Bitterfelder Muldestausees. Zwischen den Punkten Möst (direkt unterhalb des Stausees) und Törten kam es somit wiederum zu einer Zunahme der Kontamination. Eine generelle Reduzierung der Belastung kann anhand der Konzentrationsbefunde des Punktes Möst nicht abgeleitet werden. Während der Fließstrecke von ca. 40 km zwischen Löbnitz und Törten hat damit kein wesentlicher Rückgang der Schwermetallgehalte stattgefunden. Die Arsen- und Urankonzentrationen haben sich sogar erhöht.

Die Wirkung des Stausees als Sedimentationsfalle [ZERLING, 2001] kann aufgrund der vorliegenden Daten nur bedingt bestätigt werden. Die deutlich geringere Kontamination des zuflussregulierten Standortes Möst unterhalb des Stausees belegt, dass v. a. zu Zeiten von Hochwasserständen stärker belastetes Material transportiert wird und in den Auen und Altarmen sedimentiert. Die Remobilisierung von belasteten Altsedimenten bei Hochwasser und deren Auftrag auf die Retentionsflächen stellt ein erhebliches Gefährdungspotenzial dar [HANISCH, 2005]. Bei Niedrigwasserstand ist die Gewässerqualität wesentlich verbessert (vgl. Daten Möst, Kap. 6.4.2). Darauf deuten auch die ermittelten Gehalte der Wasserproben hin, die kurze Zeit nach dem Hochwasser und ein Jahr später in der Elbe genommen wurden (vgl. Kap. 5). Für die Klärung der Fragestellung, welchen Beitrag der Stausee zur Schwermetallfestlegung bei Niedrigwasserstand leistet, sind jedoch weitere Probennahmestandorte ober- und unterhalb des Stausees erforderlich.

Ein völlig anderes Bild ergibt sich bei der Darstellung der Konzentrationsverläufe im Profil Tö2 (Abbildung 6.35), das ca. 2 m höher als Tö1 liegt. Hier liegt eine deutliche Kontamination nur in Oberflächennähe vor. Unterhalb von ca. 30 cm sind die Gesamtgehalte wesentlich geringer und erreichen in der Tiefe sogar annähernd den Hintergrundwert. Lediglich Arsen hat bei ca. 100 cm einen erneuten Konzentrationsanstieg.

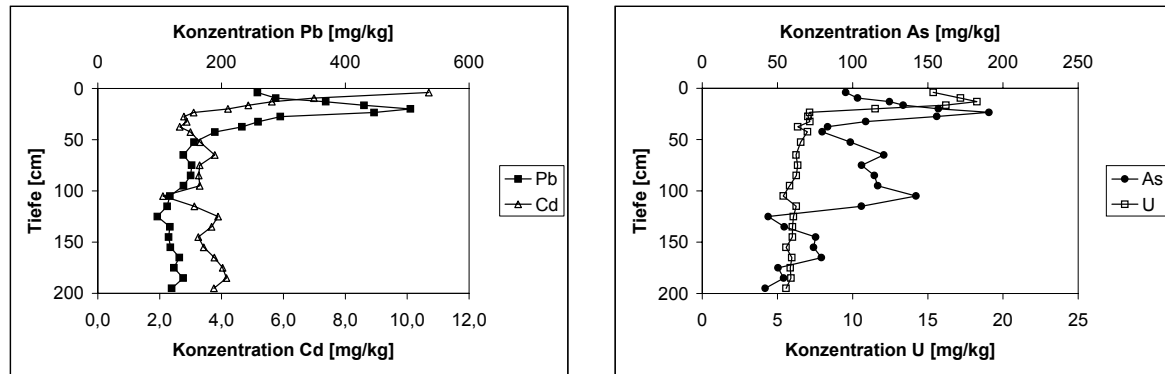


Abbildung 6.35: Konzentrationsverlauf von Cd, Pb, As und U im Profil Tö2

Cadmium, Blei und Uran wurden somit erst in jüngster Zeit eingetragen und auf die Oberfläche aufgebracht. Hier kommt wiederum das Hochwasser 2002 in Frage. Der Wasserstand am Pegel Dessau war mehr als 3,50 m höher als der Normalpegel. Die ca. 2 m oberhalb des Grabens gelegene Fläche wurde zu diesem Zeitpunkt mit Sicherheit überflutet und mit mitgeführtem Schlamm überdeckt. Andererseits stellt die Ablagerung von 20 cm Sediment durch ein einmaliges Ereignis eine außergewöhnliche Auflage dar. Hierüber können nur Daten vor und nach einem solchen Hochwasser Aufschluss über das tatsächliche Alter geben.

Für die sequentielle Elution wurden die getrockneten und gesiebten Proben der Tiefenstufen 17,5 und 135 cm verwendet.

Die Proben des Profils Tö1 weisen eindeutig auf reduzierende Verhältnisse hin. Das Profil wurde am Rand des Altwassers entnommen, sodass das Sediment dort ständig wassergesättigt ist. Dies wird anhand der Bindungsformen evident, die in Abbildung 6.36 enthalten sind. Bei jedem der dargestellten Elemente sind deutliche sulfidische Komponenten enthalten. Eisen liegt sogar bis zu 58 % und Mangan bis zu 20 % in dieser Form vor. Die reduzierbaren Fraktionen sind dagegen bei diesen Hauptelementen relativ gering vertreten. Mangan tritt außerdem zu ca. 40 % in den ersten beiden Phasen auf, sodass vorhandener Rhodochrosit das reduzierende Milieu bestätigt.

Die mit Cadmium hoch belastete Probe (14,5 cm) weist zu 54 % Bindungen geringer Stabilität der Phasen 1 bis 3 auf. Weiterhin sind weniger leicht reduzierbare und sulfidische Bestandteile enthalten. Somit ist die Bindungsformverteilung des Cadmiums an den

Standorten Törten und Möst sehr ähnlich, obwohl deutliche Unterschiede der Gesamtgehalte vorliegen.

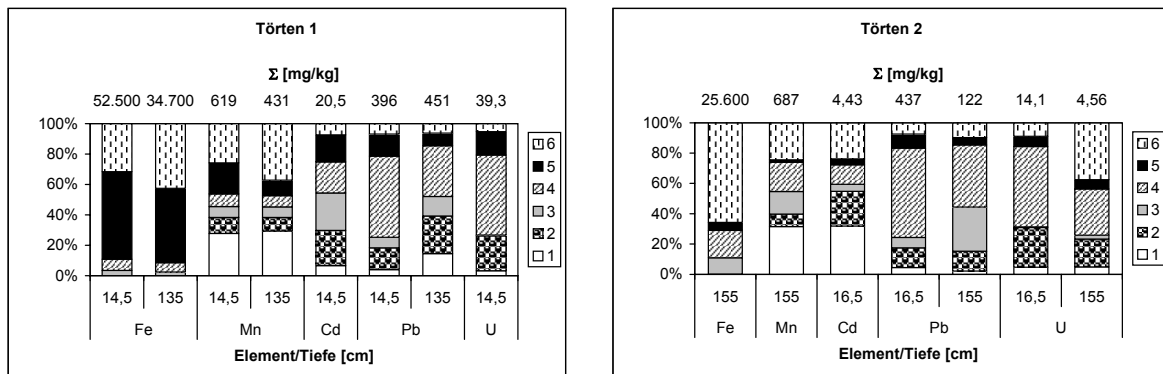


Abbildung 6.36: Bindungsformen von Fe, Mn, Cd, Pb und U im Profil Tö1 und Tö2 (1: austauschbar, 2: carbonatisch, 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual, Σ: Summe der Fraktionen)

Die Bindungsformen des Bleis sind relativ ähnlich, wobei die tiefere Probe aus etwas instabileren Bindungen besteht. Bis zu 15 bzw. 25 % werden in der ersten und zweiten Phase gelöst. Neben den reduzierbaren Bestandteilen sind wiederum sulfidische Mineralisationen anzutreffen (14 bzw. 8 %). Uran ist wie bei den bisher beschriebenen Standorten hauptsächlich in carbonatischer und oxidischer Form gebunden.

Eine Freisetzung des Cadmiums von bis zu 11 mg/kg ist hier leicht möglich, da es in hohen Konzentrationen und außerdem in Bindungen geringer Stabilität vorliegt. Weiterhin trägt die erhöhte Acidität an der Oberfläche des Profils zur Mobilisierung bei. Unter Berücksichtigung der vierten Phase, die ebenfalls potenziell mobilisierbar ist, erhöht sich dieser Betrag auf 15 mg/kg.

Am höheren und damit trockenen Punkt Tö2 sind die Anzeichen reduzierender Bedingungen nur gering vorhanden. Daher ist hier von vorwiegend oxidierenden Verhältnissen auszugehen. Das dominierende Auftreten der residualen Phase des Eisens weist ebenfalls darauf hin, dass stabile kristalline Eisenoxide vorhanden sind, die in der vierten Phase nicht eluiert wurden. In mobiler Form liegen 40 % des Mangans vor und weitere 34 % in reduzierbaren Fraktionen.

Blei ist vorwiegend in reduzierbaren Bindungen enthalten (ca. 70 %), wobei die tiefere Probe analog zu den Proben aus dem Profil Tö1 wiederum etwas instabilere Formen aufweist. Uran kommt neben der carbonatischen und der reduzierbaren Fraktion hier zu einem beträchtlichen Anteil auch in der geogenen Bindungsform der sechsten Phase vor. Diese Komponente ist umso größer, je geringer der Gesamtgehalt ist.

Aufgrund der verhältnismäßig geringen Belastung des Standortes Tö2 ist hier das Gefährdungspotenzial durch Freisetzung der Schwermetalle als gering einzustufen. Dennoch

sei nochmals darauf hingewiesen, dass das Festlegungsvermögen wegen der Acidität deutlich herabgesetzt ist und die hohen Konzentrationen oberflächennah vorliegen.

6.6 Zusammenfassung der Belastungssituation der Mulde

Die Flüsse Freiburger und Zwickauer Mulde sind sehr stark mit Schwermetallen und Arsen belastet. Die Ursache der Kontamination ist in erster Linie der ehemalige Bergbau im Erzgebirge, da der Abbau und die Verhüttung der Erze über Jahrhunderte betrieben wurden. Doch auch nach der Stilllegung der bergbaulichen Aktivitäten emittieren weiterhin Schadstoffe. Insbesondere austretendes Grubenwasser und Sickerwasser aus Halden führen zu einem andauernden Eintrag von Schwermetallen in die Flüsse. An den Flussläufen angesiedelte Industrie wie Galvanikbetriebe oder die Akkumulatorenherstellung trugen ebenfalls zur Belastung der Flüsse bei. Während des Hochwassers 2002 wurden am Flussrand gelegene Halden erodiert, sodass auch auf diese Weise Schadstoffe umgelagert wurden.

Die Sedimente der Zwickauer Mulde (Standort Zaßnitz) sind sehr stark mit Cadmium und Uran angereichert. Für diese beiden Schwermetalle liegt unter Verwendung regionaler Hintergrundwerte die höchste Belastungsklasse vor. Die maximale Konzentration des Cadmiums beträgt 24,3 mg/kg, die von Uran 141 mg/kg. Die Kontamination liegt hauptsächlich in den oberen 50 cm vor.

Die Bindungsformen des Cadmiums weisen auf eine hohe Mobilität hin, da mehr als 50 % in den instabilen Bindungen der ersten beiden Phasen vorkommen. Uran ist ebenfalls z. T. zu mehr als 40 % in diesen Fraktionen enthalten.

Die Freiburger Mulde (Standort Westewitz) ist in erster Linie mit Arsen, Cadmium und Blei belastet. Die höchsten Gehalte betragen für Arsen 1.310 mg/kg, für Cadmium 18,7 mg/kg und für Blei 3.970 mg/kg. Damit ist die Arsen- und Cadmiumbelastung als hoch einzuschätzen, während das Sediment mit Blei sehr hoch belastet ist.

Die Bindungsformen dieser drei Elemente ermöglichen eine Mobilisierung, da die Gehalte zu einem großen Teil in den ersten Phasen der sequentiellen Elution extrahiert werden. So ist Cadmium mit bis zu 70 % in den ersten beiden Fraktionen sehr instabil gebunden und somit können bis zu 12,6 mg/kg Cadmium freigesetzt werden. Auch Blei ist zu mehr als 50 % in den ersten drei Fraktionen enthalten, sodass bis zu 2.710 mg/kg in Lösung gehen können.

Arsen liegt zu nahezu 90 % in reduzierbarer Form vor und ist damit potenziell remobilisierbar (bis zu 1.010 mg/kg). Anhand der Extraktion nach KEON [2001] wurden gegenüber dem Verfahren nach FÖRSTNER [1982] deutlich mobilere Phasen des Arsens ermittelt. Demnach liegt es zu 46 % stark adsorbiert vor. Weitere 42 % sind in Carbonaten enthalten, an Manganoxide oder sehr amorphe Eisenoxide gebunden. Die Auflösung bzw. Reduzie-

ung dieser Bindungspartner ist bei veränderten Randbedingungen relativ leicht möglich und führt zur Freisetzung des Arsens. Die beiden verschiedenen Extraktionen hatten unterschiedliche Ergebnisse zur Folge, sodass die Abschätzung des Gefährdungspotenzials zwar zu verschiedenen Resultaten kommt, insgesamt aber die starke Gefährdung durch Arsen belegen.

Die Bindung des Arsens an Eisen und Mangan konnte bei beiden Extraktionsverfahren nicht eindeutig bestätigt werden. Die Aufnahmen mit der Mikrosonde bekräftigen aber das überwiegend gemeinsame Vorkommen, wie dies mineralogisch gesehen sinnvoll erscheint. Allerdings sind mit dem Mikrosondenverfahren auch von Mangan und Eisen unabhängige Arsenanreicherungen nachweisbar.

Grundsätzlich bleibt aus diesem Vergleich die ungleich höhere Belastungszufuhr aus der Freiburger Region festzustellen. In der hier vorliegenden Arbeit konnte mittels der Verfahren der sequentiellen Elution insbesondere das hohe Gefährdungspotenzial durch leichte Freisetzbarkeit nachgewiesen werden.

Des Weiteren wurden anhand der hoch belasteten Sedimente die Unterschiede in der Bindungsformanalyse unter Verwendung von frischem Material bei Behandlung im Handschuhkasten (Argonflutung) gegenüber getrockneten Proben und Aufbereitung an der Luft getestet. Die Unterschiede zwischen beiden Modifikationen erwiesen sich bei diesen Sedimenten als unwesentlich. Somit hat die Oxidation dieses Materials kaum Auswirkungen auf die Stabilität der Bindungen. Auch die Verwendung verschiedener Korngrößen hat beim gegebenen Sediment keinen Einfluss auf die Verteilung der Bindungsformen. Die gesiebten Proben ($< 63 \mu\text{m}$) weisen jedoch höhere Schwermetallgehalte auf als ungesiebt Originalmaterial (mit Anteilen höherer Korngrößen).

Das enthaltene Arsen liegt zu ca. 35 % als As^{III} und zu 65 % als As^{V} vor. Somit sind am Standort Westewitz bis zu 300 mg/kg in der toxischen dreiwertigen Form und gleichzeitig in Bindungen geringer Stabilität enthalten. Dies bestätigt die Gefahr, die vom Arsen für das Fließgewässer ausgeht.

Der Zeitraum der maximalen Belastung konnte mit Hilfe der Altersdatierung nicht eindeutig eingegrenzt werden. Hinweise auf den Beginn der Belastung konnten jedoch für das 11. Jahrhundert abgeleitet werden.

Da beide Flüsse beim Zusammenfließen einen ähnlichen Abfluss aufweisen, ist anzunehmen, dass nachfolgend eine Mittelung der Schwermetallgehalte stattfindet. Die Konzentrationen von Arsen und Blei liegen 90 km unterhalb der Mündung aber weit unterhalb des Mittelwertes. Der maximale Arsengehalt in der Freiburger Mulde beträgt 1.310 mg/kg, während er sich am Standort Löbnitz an der Vereinte Mulde auf 110 mg/kg beläuft. Die Bleibelastung verringert sich von fast 4.000 mg/kg auf ca. 560 mg/kg. Cadmium jedoch wird noch stärker angereichert, als es in den beiden Teilflüssen der Fall ist.

Die Cadmiumbelastung ist auch kurz vor der Mündung in die Elbe am Standort Törten unverändert hoch. Die Arsengehalte steigen hier sogar wieder an.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass Cadmium auch in der Vereinten Mulde sehr stark angereichert ist und somit in starkem Maße in die Elbe eingetragen wird. Die ebenfalls extrem hohen Gehalte der Freiburger Mulde an Arsen und Blei werden in der Vereinten Mulde bereits sehr stark verringert. Dennoch liegt eine Belastung des Sediments mit diesen Elementen auch am Unterlauf der Mulde vor.

7 ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER ELBEPROBEN

7.1 Standorte Kienberge und Apollensdorf

Die Probennahmestelle Kienberge befindet sich ca. 39 km oberhalb der Einmündung der Mulde und ca. 1,5 km linksseitig der Elbe in einer Rinne, die im direkten Kontakt mit der Elbe steht (siehe Abbildung 7.1).

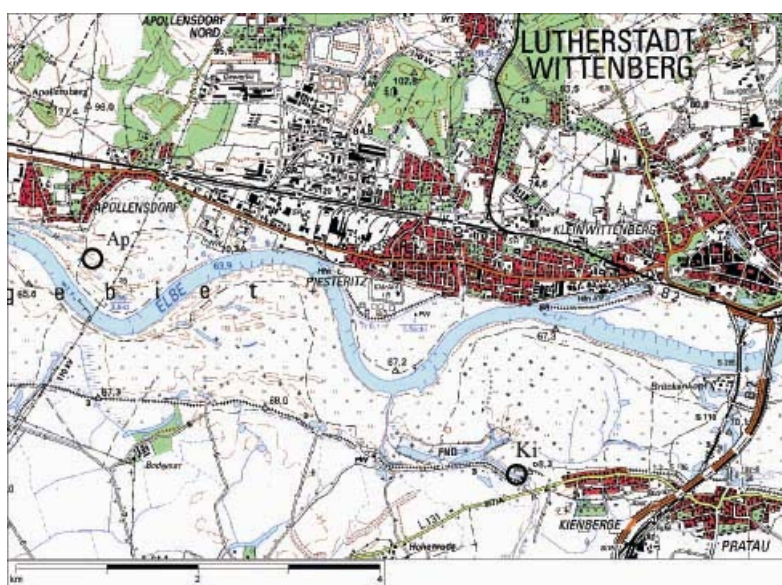


Abbildung 7.1: Lage der Standorte Kienberge (Ki) und Apollensdorf (Ap; Ausschnitt aus Top50)

Von diesem Profil wurden zur Orientierung nur die oberen 20 cm aufbereitet und untersucht. Die Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ wurde durch die kombinierte Siebung und Schlammung gewonnen. Nahezu der gesamte Kohlenstoff (6,3 % bei 12 cm bzw. 2,8 % bei 17,5 cm) liegt organisch vor.

Im Profil bis 20 cm Tiefe bleibt die Konzentration der Metalle weitgehend gleich. Grundsätzlich ist dieser Standort relativ gering mit Schwermetallen belastet. Anhand der Klassifizierung mit den Elbe-Hintergrundwerten (vgl. Kap. 2.4) liegt für die Elemente Chrom, Nickel, Thorium und Uran die Klasse I (anthropogen unbelastet) vor. Arsen und Cobalt erreichen höchstens die Klasse I-II (sehr gering belastet) und Kupfer, Blei und Zink sind in die Klasse II (mäßig belastet) einzustufen. Lediglich Cadmium verursacht mit bis zu 3,7 mg/kg eine erhöhte Belastung (Klasse III).

Der Probennahmepunkt Apollensdorf befindet sich in einem natürlichen Graben in ca. 300 m Entfernung zur Elbe auf der rechten Seite des Stromes (siehe auch Abbildung 7.1). Die Entfernung zum Standort Kienberge beträgt ca. 5 km und zur flussabwärts erfolgenden Einmündung der Mulde ca. 34 km.

Die pH-Werte liegen zwischen 6,6 und 5,4. In den oberen 45 cm nimmt der Kohlenstoffgehalt von 6,8 % auf 1,1 % ab, darunter beträgt er < 1 %. Anhand von zwei Proben wurde ermittelt, dass auch hier der gesamte Kohlenstoff in organischer Form vorliegt.

Die Konzentrationen der Schwermetalle und Arsen zeigen einen typischen Verlauf im Tiefenprofil, bei dem die Belastung von der Oberfläche her verursacht wird. Mit zunehmender Tiefe ist eine starke Abnahme der Gehalte verbunden, die in Abbildung 7.2 am Beispiel von Cadmium und Blei dargestellt ist. Dies kann z. B. durch belastete Schlämme, die mit dem Hochwasser angeschwemmt werden und in solchen Ruhigwasserzonen sedimentieren, hervorgerufen werden. Ab ca. 100 cm wird der geogene Hintergrund erreicht und es erfolgt kein weiterer Rückgang der Konzentrationen. Für die betrachteten Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Thorium, Uran und Zink wird in der Tiefe der für die Elbe ermittelte Hintergrundwert erreicht bzw. unterschritten. Nur die oberen Proben sind in die Klassen I-II bzw. II einzuordnen. Auffällig hierbei ist erneut die deutliche bzw. erhöhte Belastung für Blei bzw. Cadmium.

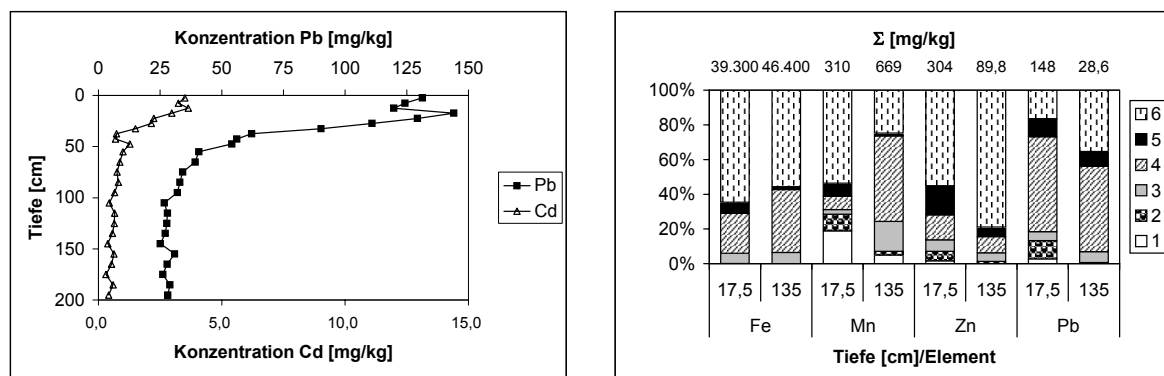


Abbildung 7.2: Konzentrationsverlauf der Elemente Cd und Pb ($< 63 \mu\text{m}$) sowie Bindungsformen von Fe, Mn, Zn und Pb im Profil Ap (1: austauschbar, 2: carbonatisch; 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual; Σ : Summe der Fraktionen)

Obwohl in der vorliegenden Arbeit vorwiegend die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ verwendet wird, sollen dennoch die für die Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ geltenden Hintergrundwerte und Klassifizierung als Orientierung zur Einschätzung der Belastung herangezogen werden. Dadurch kann es z. T. zu einer Unterbewertung der Kontamination kommen.

Die Bindungsformanalyse ausgewählter Elbeproben erfolgte mithilfe des sequentiellen Extraktionsverfahrens in Anlehnung an FÖRSTNER [1982], das in Kap. 4.5.1.3 beschrieben wurde.

Aus dem Profil Apollensdorf wurden zwei Proben gewählt, in denen die Bindungsformen ermittelt wurden. Eine Probe stammt aus der Tiefe 15 bis 20 cm. Sie ist deshalb mit Schwermetallen etwas angereichert. Weiterhin wurde anthropogen unbelastetes Material aus 130 bis 140 cm Tiefe untersucht.

In Abbildung 7.2 ist das Auftreten der sechs Phasen anhand von Eisen, Mangan, Zink und Blei dargestellt. Beim Eisen dominieren die kristallinen Oxide (Phase 4) und die residuale Phase 6, sodass das Eisen insgesamt sehr stabile Bindungen aufweist. Ein geringer Anteil von ca. 6 % liegt in Hydroxiden vor. Mangan ist in allen Phasen vertreten. Insbesondere die obere Probe tritt in den ersten beiden und damit leicht löslichen Phasen verstärkt auf. Da die Mineralisationen des Mangans als Indikator für das Redoxmilieu herangezogen werden können, ist das Vorhandensein von Rhodochrosit (MnCO_3) ein Zeichen für anoxische Verhältnisse [BERNER, 1981]. Die reduzierten Verbindungen treten bemerkenswerterweise oberflächennah auf. Hier finden sich jedoch auch sehr hohe Anteile an organischem Kohlenstoff. In der tieferen Probe sind dagegen die Manganhydroxide und -oxide stärker vertreten.

Als Vertreter der Schwermetalle werden in Abbildung 7.2 Zink und Blei dargestellt. Beiden ist gemeinsam, dass die tiefere Probe mit der geringeren Konzentration in stabileren Formen auftritt. So werden dort in den ersten drei Schritten 14 bzw. 18 % des Gesamtgehaltes gelöst. Mehr als 80 % sind in stabilen Bindungen enthalten und somit nur unter stark veränderten Milieubedingungen freisetzbar. In der oberen Probe ist der sulfidische/organische Anteil (Phase 5) deutlich höher. Er wird durch organische Substanz verursacht, da diese ein wichtiger Bindungspartner für Schwermetalle ist. So sind hier 4,7 % organischer Kohlenstoff enthalten, während der Gehalt unten nur 0,5 % beträgt.

7.2 Standort Dessau/Kühnauer See

Der Kühnauer See ist der erste Standort an der Elbe nach der Einmündung der Mulde, die ca. 6 km flussaufwärts erfolgte. Da zwischen den Standorten Apollensdorf und Dessau die Mulde in die Elbe fließt, kann nun verglichen werden, welche Elemente und in welchem Maße diese aus der Mulde in die Elbe eingetragen werden. Der Kühnauer See ist ein Altarm linksseitig der Elbe im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Mittlere Elbe“ (siehe auch Abbildung 7.3). Die Entfernung zur Elbe beträgt ca. 2 km. Wegen der fortschreitenden Verlandung des Sees wurde dieser zwischen 1993 und 2000 umfangreich entschlammt und saniert. Im Zuge der Sanierung des Sees wurde nicht nur das Oberflächensediment entfernt, sondern auch die tieferen Lagen z. T. durchmischt, sodass nun keine chronologische

Abfolge der Schichten mehr besteht. Daher liegt nun ein völlig unstetiger Verlauf der Konzentrationen mit der Tiefe vor.

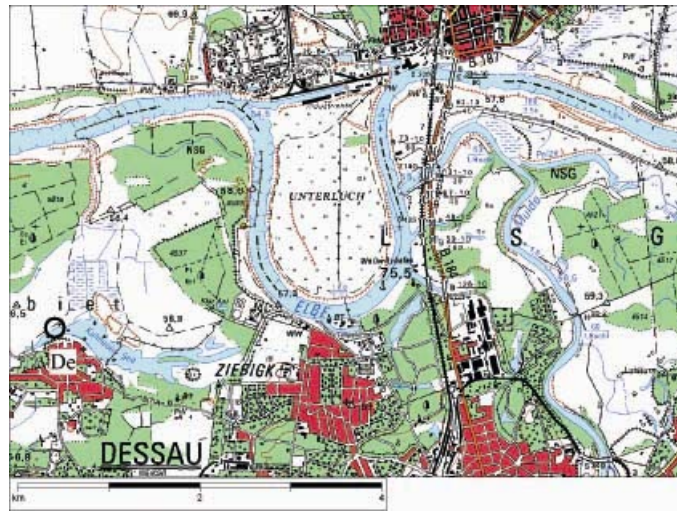


Abbildung 7.3: Lage des Standortes Dessau/Kühnauer See (De; Ausschnitt aus Top50)

Das Profil wurde am Nordost-Ufer des Kühnauer Sees bis in eine Tiefe von 200 cm abgeteuft. Wegen des sehr sandigen Charakters des Sediments kam es jedoch zwischen 85 und 100 cm sowie unterhalb von 180 cm zu Kernverlust.

Während der Probennahme wurde der Geruch von H_2S als ein Hinweis auf anoxische Verhältnisse festgestellt.

Die pH-Werte schwanken zwischen 6,6 und 7,6. Die Proben aus 157,5 und 175 cm Tiefe sind mit Werten von 4,6 bzw. 4,9 sehr stark sauer. Die Acidität variiert somit um 3 pH-Einheiten. Die Proben aus den oberen 70 cm haben eine sehr dunkle Farbe, die durch Kohlenstoffgehalte von $\geq 10\%$ verursacht wird. Aber auch darunter sind starke Schwankungen der Kohlenstoffkonzentrationen zwischen 1 und 15 % vorhanden.

Die Gehalte der Schwermetalle und Arsen ändern sich über die gesamte Tiefe des Profils, ohne dass mit der Tiefe ein abnehmender Trend der Kontamination zu beobachten ist. Auffällig ist weiterhin, dass die in Abbildung 7.4 dargestellten Elemente einen unterschiedlichen Tiefenverlauf aufweisen. Parallelitäten im Hinblick auf das Auftreten der niedrigsten oder höchsten Konzentrationen liegen nicht vor.

Das im Bezug auf den regionalen Hintergrundwert am stärksten angereicherte Element ist Cadmium. Der maximale Gehalt tritt mit 11,2 mg/kg in einer Tiefe von 152,5 cm auf. Die Belastung ist als hoch zu bewerten.

Blei ist in 65 cm Tiefe mit 193 mg/kg um den Faktor 7 angereichert und deshalb in die Klasse II-III einzuordnen. Auch Arsen und Uran weisen stark wechselnde Konzentrationen auf. Mit diesen Elementen ist das Sediment mäßig bzw. sehr gering belastet.

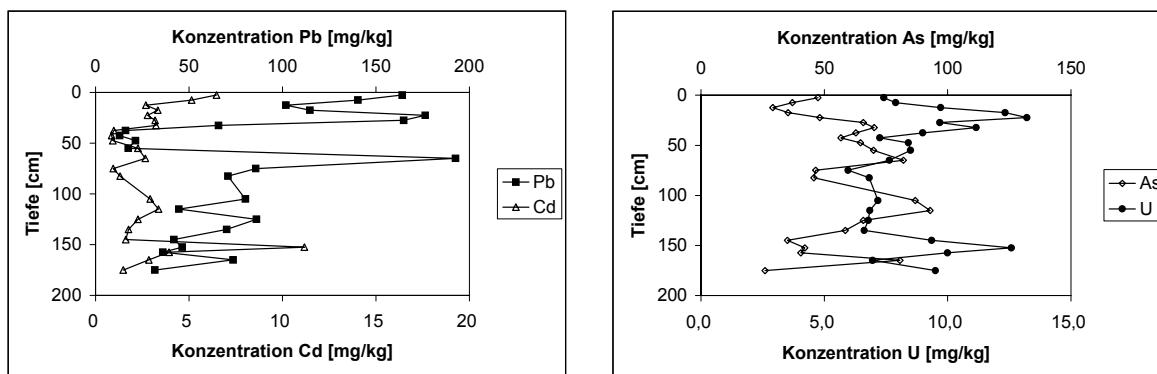


Abbildung 7.4: Konzentrationsverlauf der Elemente Cd, Pb, As und U im Profil De, < 63 µm

Der Anreicherungsfaktor der Schwermetalle Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink beträgt maximal 5, sodass die Belastung mit diesen Elementen eine verhältnismäßig geringe Bedeutung hat.

Das Sediment übersteigt den Grenzwert der Klärschlammverordnung für Cadmium (wenn auch nur gering). Laut der Bodenschutzverordnung überschreitet die Arsenbelastung den Maßnahmenwert für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze. Die Zielvorgaben der LAWA werden für Sedimente bei Arsen, Chrom, Uran und Zink über das gesamte Profil eingehalten. Bei den übrigen Schwermetallen außer Cadmium sind die Konzentrationen zumindest in der Tiefe auf diesen Zielwert zurückgegangen.

Zusammenfassend kann die Aussage getroffen werden, dass dieser Altarm der Elbe mit Cadmium hoch belastet ist, während die anderen Schadelemente in geringerem Umfang angereichert sind.

Die maximale Konzentration von Cadmium liegt aufgrund der Zufuhr stark belasteter Muldesedimente (vgl. Kap. 6.5) auch nach der Sanierung um ein Dreifaches über dem Standort Apollensdorf. Gleichzeitig erhöhte sich demnach der Anreicherungsfaktor im Vergleich zum regionalen Hintergrundwert der Elbe, der mit 0,4 mg/kg nur die Hälfte von dem der Vereinten Mulde beträgt [PRANGE, 1997], von 9 auf 28 (vgl. Tabelle 2.3, Kap. 2.4).

Auch die Belastung des Sediments mit Arsen, Uran und Zink verdoppelte sich durch die Mündung der Mulde.

Die Gegenüberstellung der Standorte Apollensdorf und Dessau zeigt, dass das belastete Muldewasser und –sediment auf die Elbe einen entscheidenden Einfluss hat. Trotz des deutlichen Rückgangs der Kontamination mit Schwermetallen von der Zwickauer und Freiburger Mulde im Verlauf der Vereinten Mulde führt der Eintrag des Muldewassers zu einem geradezu sprunghaften Anstieg der Belastung des Elbesediments. Dies betrifft in erster Linie Cadmium, aber auch die Verunreinigung mit nahezu allen anderen Schwermetallen erhöht sich um z. T. deutlich mehr als das Doppelte.

7.3 Standorte Aken/Ost und Aken

Das Profil Aken/Ost wurde in ca. 1 km Entfernung vom linken Elbufer bis auf 200 cm abgeteuft (Abbildung 7.5). Die Distanz zum Standort Dessau beträgt ca. 4 km und zur Muldemündung ca. 10 km. Die Probennahmestelle befindet sich zwischen der Elbe und einem Altarm und war zum Zeitpunkt des Hochwassers überflutet. Da die Probennahme unmittelbar nach dem Rückgang des Hochwassers stattfand, lag an der Oberfläche frisch sedimentiertes Material vor.

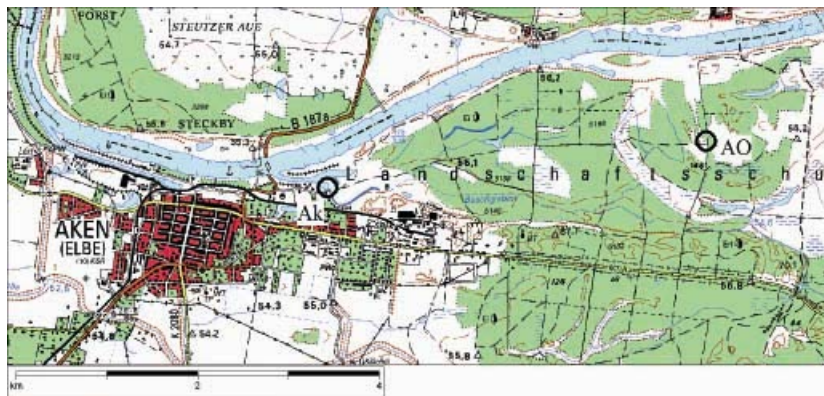


Abbildung 7.5: Lage der Standorte Aken/Ost (AO) und Aken (Ak; Ausschnitt aus Top50)

Die pH-Werte liegen konstant zwischen 6,2 und 6,6. Der Kohlenstoffgehalt nimmt von oben nach unten von 7,3 auf 0,4 % kontinuierlich ab. Anhand von zwei Proben wurde überprüft, dass dieser in organischer Form vorliegt.

Die oberste Probe des Profils weist eine wesentlich höhere Belastung auf als das gesamte Profil darunter (vgl. Abbildung 7.6). Hierbei handelt es sich um den beim Hochwasser 2002 abgelagerten Schlamm. Unterhalb von 7,5 cm nimmt der Gehalt der Schwermetalle tendenziell ab.

Angereichert sind v. a. Cadmium und Blei, sodass die obere Probe als erhöht belastet einzustufen ist. Der Anreicherungsfaktor beträgt 16 bzw. 9, der der anderen Elemente maximal 3,3. Eine erneute Zunahme der Kontamination liegt in 115 cm Tiefe vor.

In den tiefen Schichten wird bei Blei, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Uran und Zink der regionale Hintergrundwert der Elbe unterschritten, sodass hier keine anthropogene Anreicherung gegeben ist. Arsen und Cadmium überschreiten diesen nur gering.

Die Zielvorgaben der LAWA werden bei Cadmium und Blei nur für ältere Sedimente erreicht. In Bezug auf die anderen genannten Schwermetalle ist dies auch an der Oberfläche bereits der Fall, obwohl hier eine Aufkonzentrierung vorliegt. Die Grenzwerte der

Klärschlammverordnung werden nicht überschritten, sodass nur von einem geringen Gefährdungspotenzial auszugehen ist.

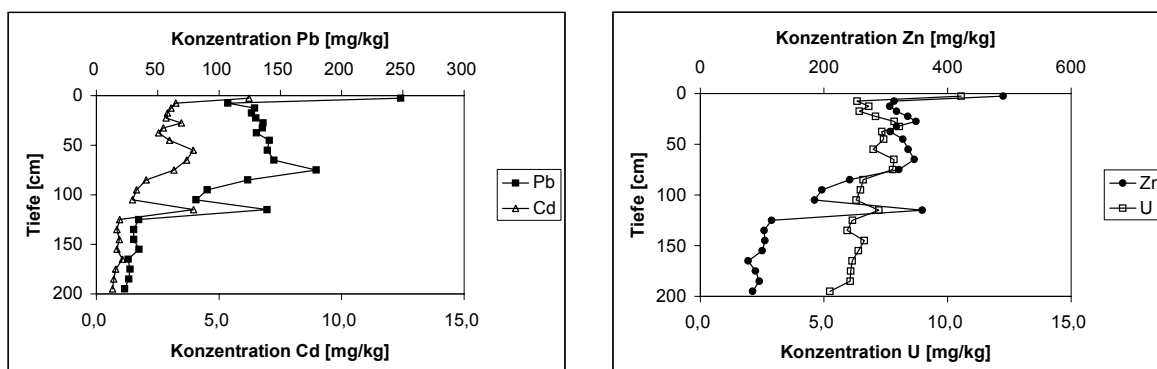


Abbildung 7.6: Konzentrationsverlauf der Elemente Cd, Pb, U und Zn im Profil AO, < 63 µm

In Abbildung 7.7 sind für zwei Tiefenstufen (17,5 und 165 cm) die ermittelten Bindungsformen von Eisen, Mangan, Zink und Blei enthalten. Cadmium kann wegen der unzureichenden Wiederfindungsrate nicht dargestellt werden. Eisen weist in beiden Tiefenstufen recht stabile Verbindungen auf, indem es zu ca. 63 % in der residualen Phase enthalten ist. Da in der vierten Phase nur 28 % gelöst werden, kann hier wiederum eine Überbewertung des sechsten Schrittes vorliegen. Mit je 5 % sind die leicht reduzierbaren und sulfidischen Bestandteile vertreten.

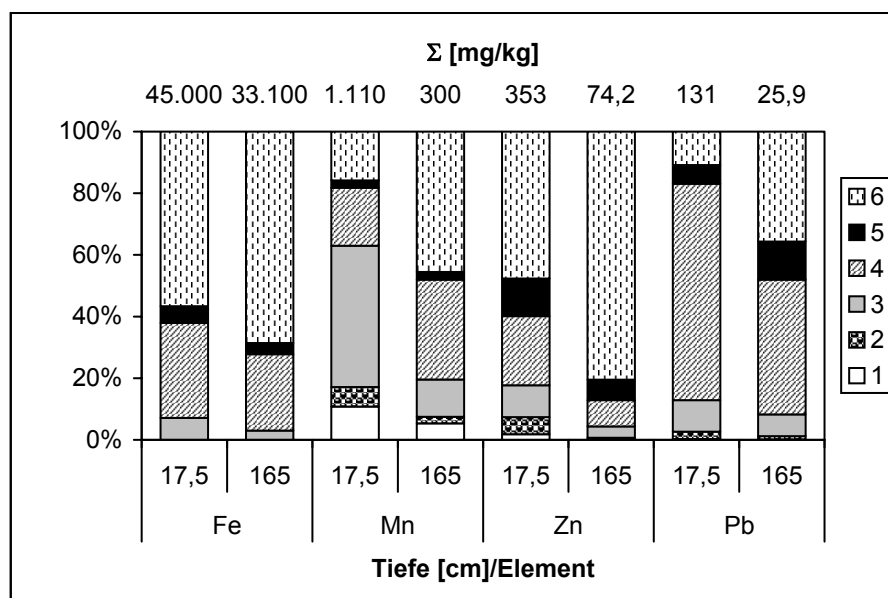


Abbildung 7.7: Bindungsformen von Fe, Mn, Zn und Pb im Profil AO (1: austauschbar, 2: carbonatisch; 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual; Σ: Summe der Fraktionen)

Bei Mangan treten erhebliche Unterschiede zwischen beiden untersuchten Proben auf. Die obere enthält größere Anteile der austauschbaren, carbonatischen und leicht reduzierbaren Formen, während in der unteren Probe die residuale Bindungsform dominiert.

Auch beim Zink und Blei unterscheiden sich die Proben voneinander. In der Probe aus 17,5 cm Tiefe sind die Bindungen instabiler als bei 165 cm. Insbesondere die Fraktion der kristallinen Eisenoxide verschiebt sich in die residuale Phase. Da die ersten beiden Phasen jeweils vernachlässigbar sind bzw. nur unerhebliche Anteile aufweisen, liegt eine verminderte Mobilität vor.

Die Bindungsformanalyse belegt wiederholt eine anthropogen bedingte Anreicherung in den oberen Profilabschnitten.

Die Probennahmestelle Aken befindet sich am Rand eines linken Seitenarmes der Elbe, der in ständigem Kontakt zum Fluss steht. Die Entfernung zum Elbufer beträgt ca. 500 m, zum flussaufwärts gelegenen Standort Aken/Ost ca. 5 km und zum Muldezufluss ca. 15 km (siehe auch Abbildung 7.5).

Das Material ist unterhalb von 50 cm sehr stark sandig, sodass es zwischen 80 und 100 cm sowie unterhalb von 150 cm zu Kernverlust kam.

Von dem Profil wurden nur die oberen 20 cm auf die Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ gesiebt und analysiert. In diesen Proben sind zwischen 5,2 und 8,3 % Kohlenstoff enthalten.

Die oberflächennahen Proben zeichnen sich durch eine Konstanz der Schwermetall- und Arsengehalte aus. Im Vergleich zum Standort Aken/Ost (ebenfalls Fraktion $< 20 \mu\text{m}$) hat eine Zunahme der Konzentrationen von Cadmium, Blei und Uran stattgefunden. Insbesondere beim Uran ist dies sehr deutlich, da sich die Gehalte verdreifachten. Das Sediment ist mit Cadmium wiederum hoch und mit Blei erhöht belastet. Die Urankontamination ist als mäßig einzustufen.

Eine mögliche Ursache für die Zunahme der Belastung seit dem Standort Aken/Ost liegt in der Art des Standortes. In Aken/Ost besteht kein direkter Kontakt zur Elbe, sondern nur bei Hochwasser wird dieser Bereich überflutet und vom Elbewasser beeinflusst. Somit werden die Konzentrationen dort hauptsächlich durch die regionalen Gegebenheiten geprägt. Das durch das Hochwasser eingetragene Material war im Profil gut von den unbeflussten Schichten zu unterscheiden. In Aken jedoch wird permanent mit dem Elbestrom transportiertes Material abgelagert und führt somit zu einer höheren Belastung des Sediments.

7.4 Standorte Lödderitz und Alt Tochheim

Das Profil Lödderitz wurde am Ufer eines Altarmes linksseitig der Elbe bis in eine Tiefe von 200 cm abgeteuft (siehe Abbildung 7.8). Die Entfernung zur Elbe beträgt ca.

850 m, wobei die Mulde ca. 22 km flussaufwärts und die Saale ca. 9 km flussabwärts mündet.

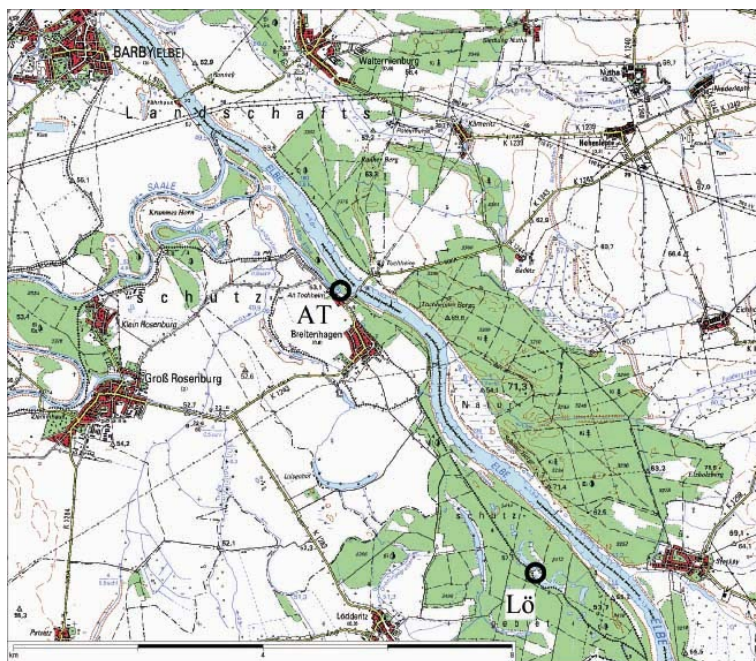


Abbildung 7.8: Lage der Standorte Lödderitz (Lö) und Alt Tochheim (AT; Ausschnitt aus Top50)

Die pH-Werte liegen im Profil zwischen 5,4 und 6,9. Der Kohlenstoffgehalt verringert sich mit der Tiefe von 7,8 auf 0,6 %.

Der Verlauf der Schwermetall- und Arsenkonzentrationen mit der Tiefe ist sehr verschieden. Cadmium und Zink nehmen - abgesehen von einzelnen Minima und Maxima - kontinuierlich ab (vgl. Abbildung 7.9). Sie weisen nahe der Oberfläche mit 2,47 mg/kg (Cadmium) bzw. 259 mg/kg (Zink) ihr Maximum auf. Die geringste Konzentration wird unterhalb von 150 cm erreicht (Cadmium: 0,79 mg/kg; Zink: 82,0 mg/kg). Der maximale Anreicherungsfaktor des Cadmiums verringert sich damit auf 6, sodass im Vergleich zum Standort Aken/Ost (Kap. 7.3) ein Rückgang um mehr als die Hälfte zu verzeichnen ist. Auch die Belastung mit Zink verringert sich zwischen beiden Standorten auf etwa die Hälfte.

Die Arsen- und Bleikonzentrationen nehmen in den oberen 40 cm mit der Tiefe zu. Darunter bleibt der Gehalt an Arsen weitgehend gleich, während die Bleiwerte wiederum abnehmen. Der Anreicherungsfaktor beträgt beim Arsen 5 und beim Blei 6, sodass eine deutliche Belastung des Sediments vorliegt.

Der überwiegende Teil der Schwermetalle und Arsen weisen zwischen 160 und 180 cm eine erneute Zunahme der Belastung auf. Diese geht mit einem ebenfalls erhöhten Eisengehalt einher, der mehr als das Doppelte im Vergleich zu den umliegenden Proben

erreicht. Dies verdeutlicht die Wichtigkeit des Eisens als Bindungspartner für diese Schad-elemente. Eine Zunahme des Tonanteils ist in diesen Proben jedoch nicht zu verzeichnen.

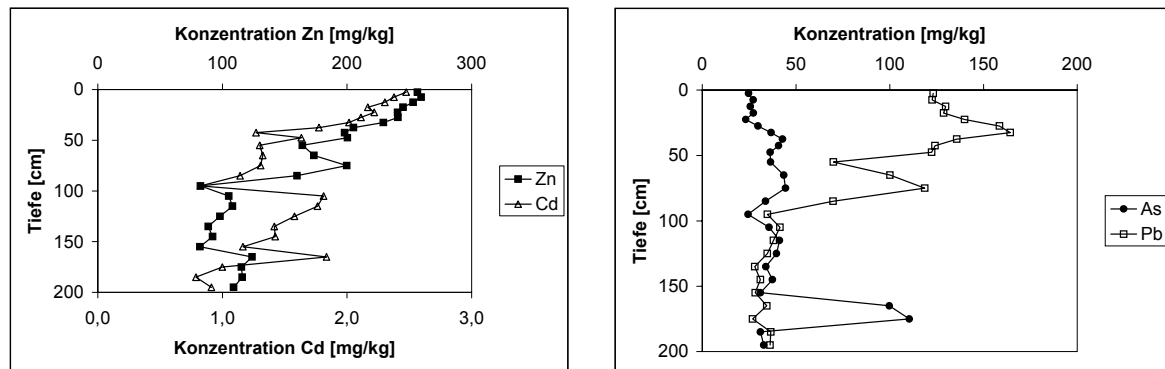


Abbildung 7.9: Konzentrationsverlauf der Elemente Zn, Cd, As und Pb im Profil Lö, < 63 µm

Die Schwermetallgehalte weisen entweder durchgehend, wie im Falle des Chroms, Nickels und Urans, oder im Verlauf des Profils den regionalen Hintergrundwert auf.

An den Proben aus 17,5 und 75 cm Tiefe wurden mithilfe der sequentiellen Elution die Bindungsformen ermittelt. Eisen ist in beiden Teufenabschnitten sehr ähnlich verteilt und hauptsächlich in der residualen Fraktion enthalten. Ein gewisser Unterschied ist in der sulfidisch/organischen Phase mit höheren Anteilen im oberen Abschnitt festzustellen. Bei den gezeigten Elementen (siehe Abbildung 7.10) weist jeweils die obere Probe einen (geringfügig) höheren Anteil dieser Fraktion auf als die untere, sodass hier ein geringeres Redoxpotenzial vorliegt. Lediglich die Verteilung der Manganfraktionen zeigt erhebliche Unterschiede, da in 17,5 cm Tiefe die ersten beiden Phasen deutlich stärker vertreten sind als bei 75 cm.

Dieser Verteilung schließt sich Arsen an. Es ist in der oberen Probe in etwas instabilerer Form enthalten, da 23 % an Mangan-Oxidhydroxide gebunden sind, während diese Fraktion in der tieferen Probe vernachlässigbar ist. Ein analoger Befund liegt für Zink vor, da in der oberen Probe 20 % bzw. 55 mg/kg in den leicht verfügbaren Phasen 1 bis 3 vorkommen, während in diesen Fraktionen in der unteren Teufenstufe 10 % bzw. 16,6 mg/kg enthalten sind.

Beim Blei gibt es zwischen beiden Proben, ähnlich wie beim Eisen, nur geringe Unterschiede. Insgesamt sind ca. 20 % bzw. ca. 25 mg/kg des Bleis leicht verfügbar.

Aufgrund der insgesamt geringen Verfügbarkeit und Gesamtgehalte der Schwermetalle ist an diesem Standort das Freisetzungspotenzial und somit die Gefährdung des Fließgewässers gering.

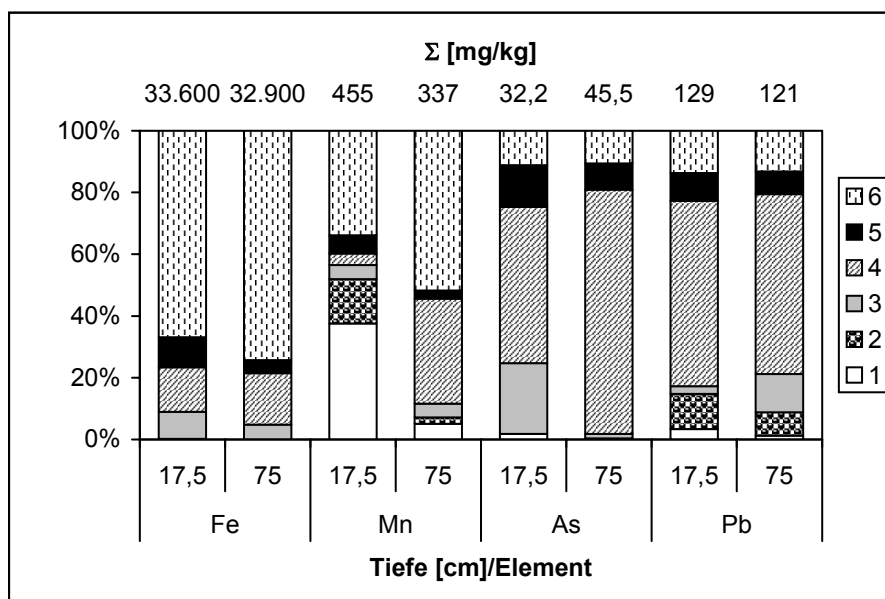


Abbildung 7.10: Bindungsformen von Fe, Mn, As und Pb im Profil Lö (1: austauschbar, 2: carbonatisch; 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual; Σ: Summe der Fraktionen)

Der beprobte Altarm der Elbe am Standort Alt Tochheim befindet sich ca. 50 m linksseitig der Elbe. Er verläuft auf einer Länge von ca. 3,5 km parallel zum Elbestrom. In seinem Verlauf vereint er sich mit einem Seitenarm der Saale und schließlich mit der Saale selbst, die an diesem Ort in die Elbe mündet. Der Altarm wird daher aus dem Rückfluss von Elbe und Saale gespeist. Eine Detailkarte ist in Abbildung 7.8 enthalten. Bei einem Hochwasserstand der Elbe wird jedoch die Böschung, die den Altarm vom Elbestrom trennt, überflutet.

Auch im Einzugsgebiet der Saale befinden sich ehemalige Uranbergbau-Standorte, da die Weiße Elster als Nebenfluss der Saale einen Teil des westlichen Erzgebirges entwässert.

Die Fraktion < 20 µm des Profils wurde bis in die Tiefe von 20 cm analysiert, um einen Überblick über diesen Mündungsstandort zu erhalten.

Der Gesamt-Kohlenstoffgehalt beträgt ca. 7 %, wobei davon 90 % in organischer Form vorliegen.

Generell ist im Vergleich zum vorherigen Elbestandort Lödderitz (Kap. 7.4) unter Berücksichtigung der identischen Korngröße < 20 µm eine Zunahme der Schwermetall- und Arsenkonzentrationen zu beobachten. Innerhalb der 20 cm sind die höchsten Gehalte an der Oberfläche vorzufinden.

Die pH-Werte der Proben weisen mit 6,0 bis 6,8 eine geringe Variabilität auf. Der Kohlenstoffgehalt nimmt von 7,6 % an der Oberfläche auf 0,7 % nach unten hin ab und liegt vollständig in organischer Form vor.

An diesem Standort beschränkt sich die Kontamination auf die oberen 30 cm. In der Abbildung 7.12 ist zu sehen, dass die Schwermetalle und Arsen in den oberen 20 cm angereichert sind, während unterhalb von 30 cm die Belastung wesentlich geringer ist bzw. der Hintergrundwert erreicht wird.

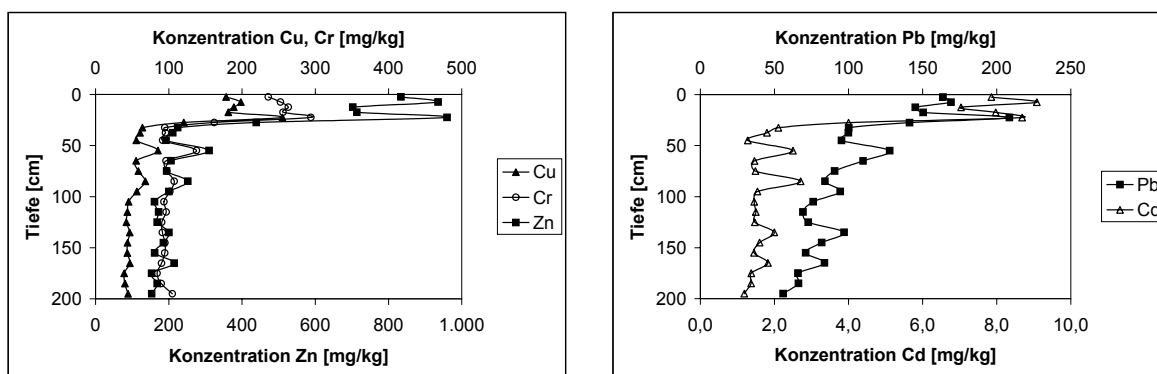


Abbildung 7.12: Konzentrationsverlauf der Elemente Cu, Cr, Zn, Cd und Pb im Profil D, < 63 µm

Das Sediment ist mit Kupfer und Zink deutlich belastet. Unterhalb der oberflächennahen Kontamination wird der regionale Hintergrundwert der Elbe nur gering überschritten, sodass hier keine Anreicherung mehr vorliegt.

Die maximale Konzentration des Cadmiums beträgt 9,08 mg/kg. Die Belastung ist somit wiederum als hoch einzuordnen. Mit der Tiefe geht der Gehalt auf 1,19 mg/kg zurück und liegt damit über dem geogenen Wert von 0,4 mg/kg. Bereits am Standort Alt Tochheim war zu erkennen, dass die Saale zu einer Erhöhung der Cadmiumlast führt. Während vor der Saalemündung (Lödderitz) die maximale Cadmiumkonzentration 2,47 mg/kg betrug, hat sie sich jetzt verdreifacht. Gegenüber dem Sediment aus dem direkten Saalezutritt ist jedoch eine Abnahme der Cadmiumbelastung (von 14,5 mg/kg auf 11,6 mg/kg in der Korngröße < 20 µm) festzustellen.

Eine Belastungszunahme infolge des Saalezutrittes ist auch beim Uran festzustellen. Vor der Saalemündung wurde in Lödderitz der Hintergrundwert von 6,5 mg/kg nicht überschritten, während der maximale Gehalt jetzt 13,7 mg/kg beträgt.

Durch den Eintrag des Saalesediments in Alt Tochheim mit 18,6 mg/kg erhöht sich die Urankonzentration gegenüber 7,29 mg/kg in Lödderitz auf 10,7 mg/kg in Dornburg (jeweils < 20 µm).

Blei nimmt mit zunehmender Tiefe weiterhin ab, jedoch wird auch mit der minimalen Konzentration die geogene Grundlast überschritten. Analog zu den bisher genannten Ele-

menten ist durch die Einmündung der Saale auch beim Blei eine Zunahme der maximalen Konzentration festzustellen (164 mg/kg in Lödderitz auf nunmehr 209 mg/kg).

Die Bindungsformen der Haupt- und Spurenelemente wurde an den Proben aus 17,5 und 95 cm Tiefe ermittelt (vgl. Abbildung 7.13). Die Verteilung des Eisens ist in beiden Proben nahezu identisch. Mit rund 67 % ist Eisen hauptsächlich in der residualen Fraktion enthalten. Insgesamt 27 % liegen in reduzierbarer Form vor. Da die fünfte Phase in 17,5 cm Tiefe stärker vertreten ist, ist dies ein Hinweis auf leicht reduzierende Verhältnisse.

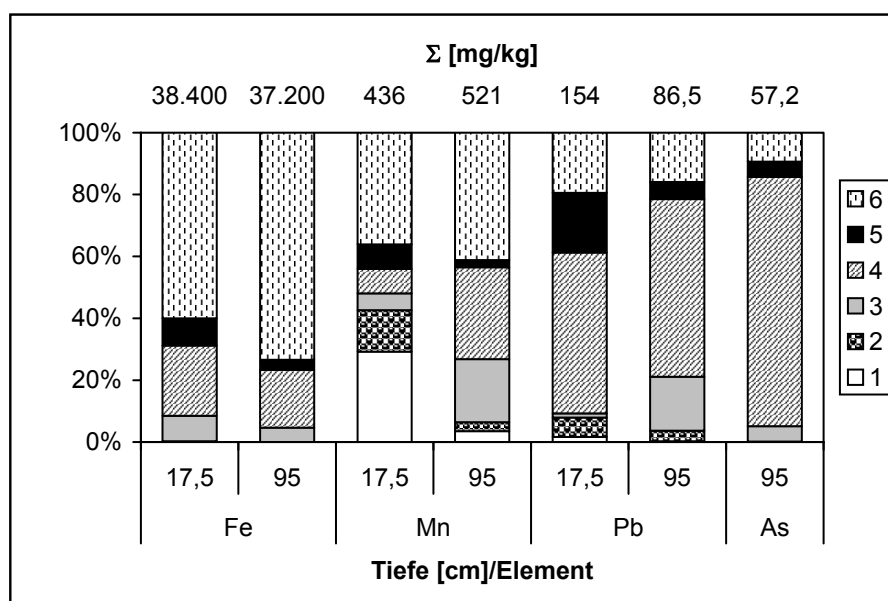


Abbildung 7.13: Bindungsformen von Fe, Mn, Pb und As im Profil D (1: austauschbar, 2: carbonatisch; 3: leicht reduzierbar, 4: weniger leicht reduzierbar, 5: sulfidisch/organisch, 6: residual; Σ : Summe der Fraktionen)

Das Vorhandensein des reduzierenden Milieus wird durch das Auftreten des Mangans in den ersten beiden Phasen bestätigt. In der unteren Probe sind dagegen die reduzierbaren Formen stärker vertreten. Etwa 39 % des Mangans sind in geogenen Verbindungen enthalten.

Die Unterschiede beim Blei betreffen v. a. das Auftreten der leicht reduzierbaren und sulfidischen Phase. Während in der oberen Probe sulfidische Bindungen enthalten sind, sind es in der unteren Probe die leicht reduzierbaren.

Arsen weist in der Tiefe von 95 cm relativ stabile Verbindungen auf, da über 80 % in der weniger leicht reduzierbaren Form gebunden sind. Jeweils 5 % sind in der sulfidischen und der leicht reduzierbaren Fraktion enthalten.

Da höchstens 5 % des Arsens und 20 % des Bleis leicht freisetzbar sind und der maximale Anreicherungsfaktor 7 beträgt, ist hier trotz der festzustellenden Zunahme der Belastung von einer geringen Gefährdung durch diese Elemente auszugehen.

Bei dem Probennahmepunkt Ranies handelt es sich um einen ehemaligen Seitenarm, der keinen direkten Kontakt zur Elbe hat. Die Entfernung zum Fluss beträgt ca. 500 m. Der Probenpunkt liegt ca. 3,5 km unterhalb des Standortes Dornburg, sodass die Saale etwa 13 km flussaufwärts in die Elbe mündet. Eine Karte zur Lage der Standorte ist in Abbildung 7.11 enthalten.

Von diesem Profil wurden nur die oberen 20 cm der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ untersucht. Der Vergleich mit dem vorhergehenden Standort Dornburg erfolgt daher ebenfalls mit dieser Fraktion.

Kohlenstoff ist zu 90 % in organischen Verbindungen enthalten und hat einen Gesamtgehalt von 10,6 %.

Innerhalb der 20 cm ändert sich die Konzentration der Schwermetalle nur geringfügig. Im Vergleich zum Standort Dornburg hat sich der Bleigehalt kaum verändert. Arsen, Cadmium und Zink haben dagegen leicht abgenommen. Die Belastung mit Cadmium ist weiterhin hoch, während für Arsen und Uran die Zielvorgaben der LAWA erreicht werden.

7.6 Standorte Gerwisch, Schartau und Zerben

Flussabwärts der Stadt Magdeburg sind die Änderungen der Schwermetallkonzentrationen nicht mehr durch bergbauliche Einflüsse verursacht, sondern werden hauptsächlich durch industrielle Einleiter bewirkt. Da das Ziel dieser Arbeit die Abschätzung der Beeinflussung der Elbequalität durch den ehemaligen Bergbau im Erzgebirge ist, sollen die nachfolgend dargestellten Standorte nur noch stichpunktartig zur Abrundung des Gesamtbildes betrachtet werden, wobei auf eine Bindungsformanalyse verzichtet wird.

Das beprobte Standgewässer bei Gerwisch befindet sich ca. 7 km nordöstlich von Magdeburg zwischen einem Altarm der Elbe und dem rechten Elbufer (siehe Abbildung 7.14). Die Entfernung zum Strom beträgt ca. 1,2 km. In den Altarm mündet der Umflutkanal, in dem das Wasser des Pretziener Wehrs abgeleitet wird. Das umliegende Gebiet hat einen sumpfigen Charakter, da es regelmäßig überflutet wird.

Das Profil wurde bis auf 200 cm abgeteuft. Zwischen 70 und 100 cm sowie unterhalb von 140 cm war die Bindigkeit jedoch so gering, dass es zu Kernverlust kam.

Der pH-Wert der Proben schwankt zwischen 4,9 und 7,8, sodass eine Varianz von drei pH-Einheiten vorhanden ist. Bei den sauren Proben, die zwischen 10 und 23 cm vorliegen, ist die Mobilität einiger Schwermetalle bereits erhöht.

Der Kohlenstoffgehalt nimmt von 7,2 % nahe der Oberfläche auf 2,1 % in der Tiefe ab.

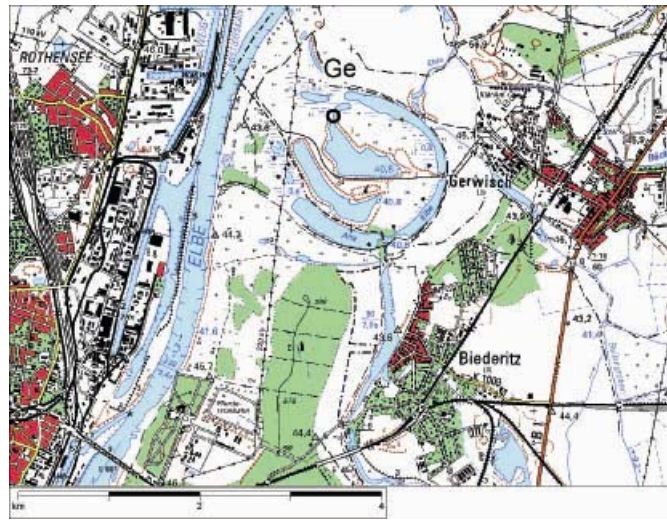


Abbildung 7.14: Lage des Standortes Gerwisch (Ge; Ausschnitt aus Top50)

Die Anreicherung des Sediments mit Cadmium und Blei ist gegenüber der Situation vor der Zufuhr von Abwässern aus Magdeburg unverändert vorhanden. Während die oberen 15 cm des Profils weniger stark belastet sind, erfolgt bis 40 cm eine Zunahme der Schwermetall- und Arsengehalte (vgl. Abbildung 7.15). Darunter sind die Konzentrationen wieder rückläufig.

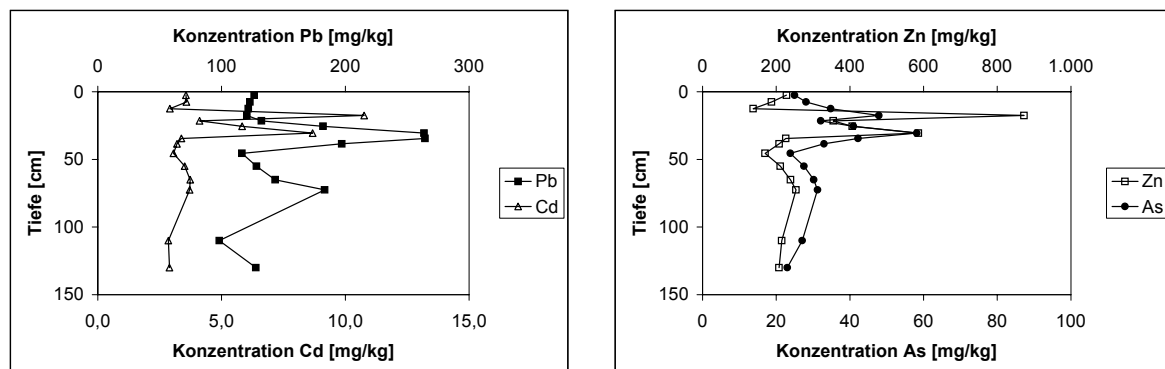


Abbildung 7.15: Konzentrationsverlauf der Elemente Pb, Cd, As und Zn im Profil Ge, < 63 µm

Die Belastung mit Cadmium ist mit 10,8 mg/kg hoch und die mit Blei erhöht (264 mg/kg). Arsen und Zink erfüllen über das gesamte Profil die Zielvorgaben der LAWA (Zink: eine Ausnahme). Die regionalen Hintergrundwerte werden z. T. erreicht. Uran weist bei 21,5 cm eine maximale Konzentration von 7,93 mg/kg auf und liegt somit nur gering über der geogenen Grundlast von 6,5 mg/kg.

Die Probe aus 17,5 cm weist meist die höchsten Konzentrationen der Schadelemente auf. In dieser Tiefenstufe ist der pH-Wert mit 4,9 sehr gering, sodass die Festlegung im Sediment vermindert ist. Insbesondere die Freisetzung des Cadmiums ist somit leicht möglich, da eine Mobilisierung bereits unterhalb eines pH-Wertes von 6,5 beginnt [BLUME, 1991].

Im Vergleich zum Standort Dornburg (ca. 25 km oberhalb Magdeburg), der ebenfalls auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ gesiebt wurde, sind die Gehalte der Schwermetalle und des Arsens unverändert geblieben. Der Einfluss der Städte Magdeburg und Schönebeck durch erhöhte Elementkonzentrationen ist an dieser Stelle nicht nachzuweisen. Eventuell liegt die Probennahmestelle zu dicht an der Stadt. Weiterhin befindet sie sich auf der dem Zentrum und industriellen Schwerpunkt Magdeburgs gegenüberliegenden Elbseite, sodass eingeleitete Abwässer erst weiter flussabwärts vollständig mit dem Elbwasser durchmischt sind.

Das Profil Schartau liegt ca. 22 km unterhalb von Magdeburg. Die Beprobung erfolgte in einem Altarm rechtsseitig der Elbe, der zum Zeitpunkt der Probennahme trockengefallen war. Aus diesem Grund konnte die Mitte dieses Gewässers beprobt werden. Die Entfernung vom Probennahmepunkt zur Elbe beträgt ca. 900 m (siehe Abbildung 7.16).

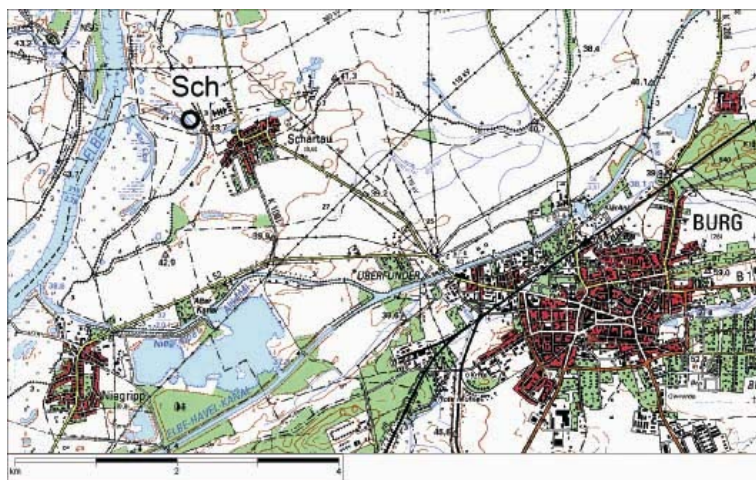


Abbildung 7.16: Lage des Standortes Schartau (Sch; Ausschnitt aus Top50)

Wegen der geringen Bindigkeit des Materials im Profil Schartau verblieb es nicht im Bohrstock, sodass nur bis 70 cm Tiefe Sedimentproben vorliegen.

Die Proben weisen pH-Werte zwischen 5,3 und 7,6 auf. Der Kohlenstoffgehalt nimmt mit der Tiefe von 5,6 % kontinuierlich auf 0,6 % ab.

Wie in Abbildung 7.17 zu sehen ist, liegt in den oberen 37 cm eine eindeutige Belastung des Sediments vor. Darunter sind die Schwermetall- und Arsengehalte stark rückläufig. Die Kontamination mit Cadmium hat im Vergleich zum Standort Gerwisch weiter zu-

genommen, da das Maximum jetzt 14,1 mg/kg beträgt. Die Belastung ist somit wieder als sehr hoch einzuordnen (höchste Belastungsklasse). Die Blei- und Cadmiumgehalte sind unverändert erhöht geblieben und der Anreicherungsfaktor beträgt 9. Beide Elemente erreichen erst in den unteren Schichten die Zielwerte. Dagegen ist das gesamte Profil mit Uran nur sehr gering belastet.

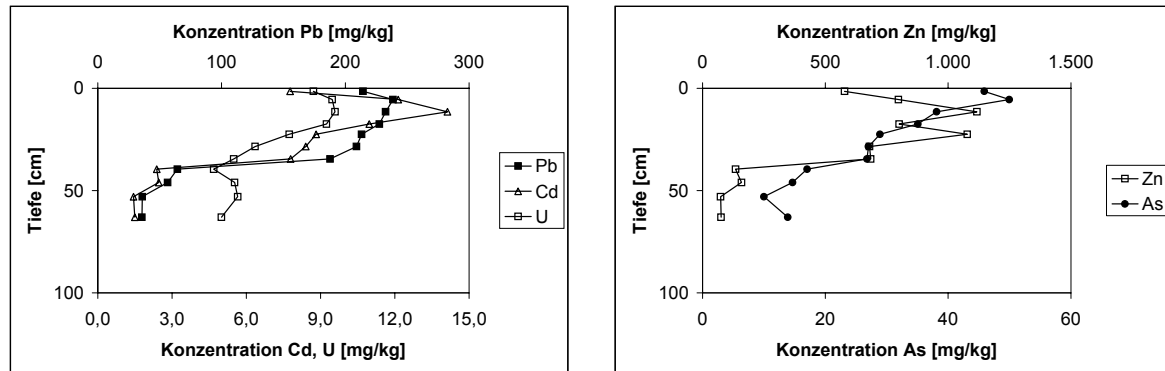


Abbildung 7.17: Konzentrationsverlauf der Elemente Pb, Cd, U, As und Zn im Profil Sch, < 63 µm

Auch Zink und Arsen weisen einen ähnlichen Konzentrationsverlauf mit der Tiefe auf. Die Belastung mit Zink ist mit 1.120 mg/kg deutlich, während der Anreicherungsfaktor des Arsens maximal 2 beträgt. In der Tiefe liegen die regionalen Hintergrundwerte vor.

Seit dem Probennahmepunkt Gerwisch hat die Cadmiumbelastung weiter zugenommen. Eine mögliche Ursache sind die kommunalen und industriellen Abwässer der Stadt Magdeburg, die erst hier nachweisbar sind.

Der beprobte Altarm bei Zerben liegt in ca. 500 m Entfernung vom rechten Elbufer (vgl. Abbildung 7.18) und ca. 16 km flussabwärts des Standortes Schartau. Die Fließstrecke von der Stadt Magdeburg beträgt ca. 38 km.

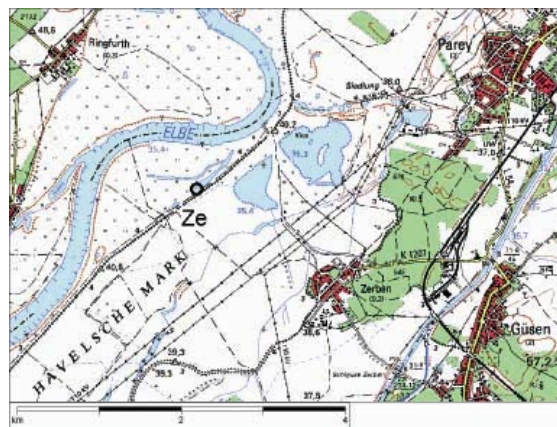


Abbildung 7.18: Lage des Standortes Zerben (Ze; Ausschnitt aus Top50)

Da unterhalb von 100 cm die Bindigkeit des Materials stark abnahm, sind nur Proben bis in 130 cm Tiefe vorhanden. Bei den darunter liegenden Schichten kam es zu Kernverlust.

Die pH-Werte liegen zwischen 6,5 und 7,6. Der Kohlenstoffgehalt nimmt mit der Tiefe von 7,2 auf 2,4 % ab.

Die Cadmiumbelastung des Elbesediments ist mit 18,4 mg/kg unverändert sehr hoch (höchste Belastungsklasse; vgl. Abbildung 7.19) und damit noch stärker als in Schartau. Dieser Wert wird in 32,5 cm Tiefe erreicht. Darunter ist der Gehalt rückläufig, jedoch kann auch in den unteren Proben trotz des geringen Feinanteils die Zielvorgabe nicht erreicht werden.

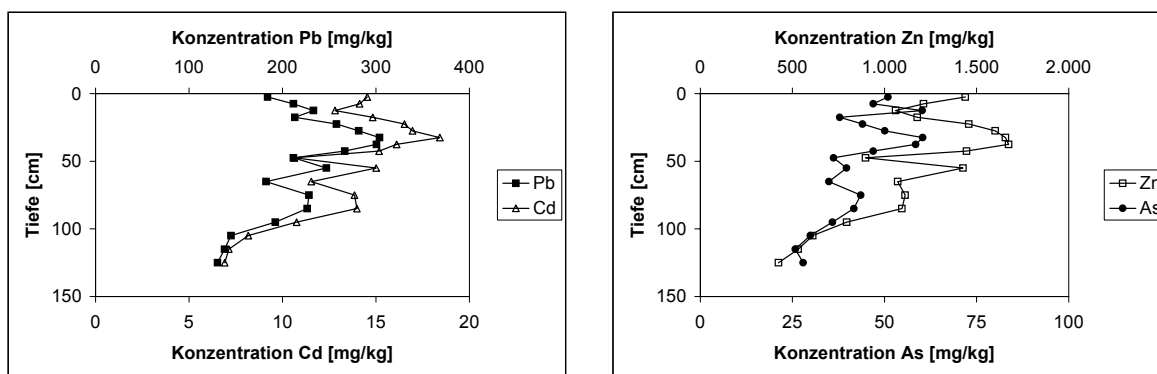


Abbildung 7.19: Konzentrationsverlauf der Elemente Pb, Cd, As und Zn im Profil Ze, < 63 µm

Eine deutliche Belastung verursachen auch Blei, Kupfer und Zink (Maximum 304, 346 bzw. 1.670 mg/kg) mit Anreicherungsfaktoren von 11. Uran erfüllt mit maximal 15,6 mg/kg über die gesamte Tiefe die Zielvorgaben. Die Konzentrationen der genannten Elemente haben seit dem letzten Probennahmepunkt weiter zugenommen.

Da Cadmium und Blei (abgesehen von den oberen 10 cm) einen auffällig parallelen Verlauf aufweisen, ist hier von einer gemeinsamen Kontaminationsquelle auszugehen.

Der Grenzwert der Klärschlammverordnung (10 mg/kg) wird wiederum von Cadmium weit überschritten, sodass das Aufbringen des Sediments auf landwirtschaftliche Flächen nicht gestattet wäre. Im Vergleich mit der Holland-Liste werden die Prüfwerte für Kupfer, Blei und Zink übertroffen.

Die Ursache für die Belastungszunahme mit dem Flusslauf ist bislang ungeklärt, da zwischen diesen Standorten keine industriellen Einleiter o. ä. bekannt sind.

7.7 Zusammenfassung der Belastungssituation der Elbe

In der Elbe sind bereits oberhalb der Muldemündung Cadmium und Blei in den Sedimenten angereichert. Cadmium ist dort schon in die Klasse 3 (erhöht belastet) der Klassifizierung nach LAWA (vgl. Kap. 2.4) einzuordnen. Die übrigen Schwermetalle und Arsen weisen dagegen keine bzw. nur gering erhöhte Gehalte auf und erfüllen die Zielvorgaben für die Elbesedimente. In den tiefer gelegenen Schichten liegen für alle Elemente die regionalen Hintergrundwerte vor, sodass die Belastung nur in den oberflächennahen Horizonten vorhanden ist.

Der Zutritt der Mulde führt bei zahlreichen Schwermetallen zu einem deutlichen Anstieg der Konzentrationen (vgl. Abbildung 7.20). So werden die Elemente Arsen, Cadmium, Blei, Uran und Zink eine Belastungsklasse höher eingestuft. Wiederum auffällig ist der Anstieg der Cadmiumgehalte; die maximale Konzentration verdreifacht sich von 3,64 mg/kg auf 11,2 mg/kg. Für Arsen, Uran und Zink liegt eine Verdopplung der Gehalte vor.

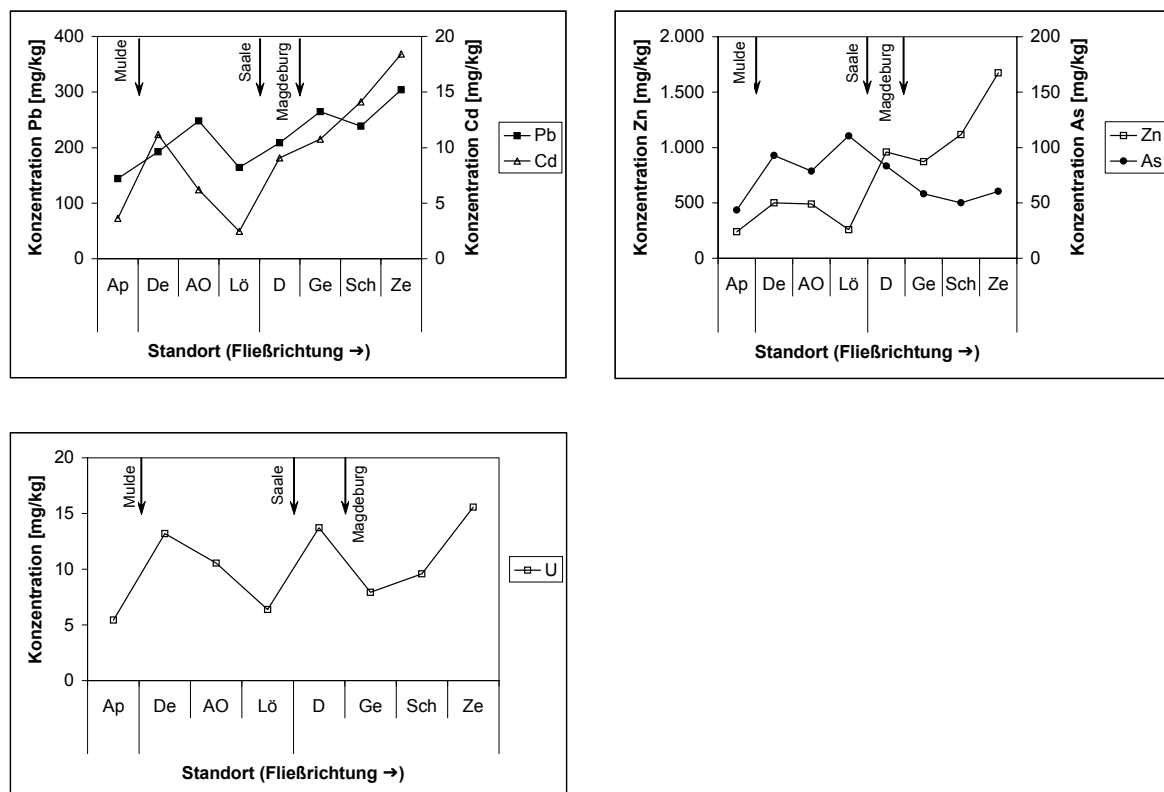


Abbildung 7.20: Längsprofil der Maximalkonzentrationen von Cd, Pb, As, Zn und U der Elbesedimente (< 63 µm; Ap: Apollensdorf, De: Dessau, AO: Aken/Ost, Lö: Lödderitz, D: Dornburg, Ge: Gerwisch, Sch: Schartau, Ze: Zerben)

Im Abschnitt zwischen der Mulde- und Saalemündung bleiben die Arsen- und Bleigehalte weitgehend konstant erhöht, während sich die Uran- und Zinkkonzentrationen auf die Hälfte der Werte, die direkt nach dem Muldezutritt vorlagen, verringern. Die Cadmiumbelastung hingegen nimmt von 11,2 mg/kg auf 2,47 mg/kg und somit auf ca. 1/5 der an der Einmündung der Mulde bestehenden Konzentration ab.

Mit der Mündung der Saale ist wiederum ein Konzentrationsanstieg der Elemente verbunden. Hierbei sind Cadmium, Uran und Zink hervorzuheben, deren Gehalte sich verdoppeln (Uran) bzw. verdreifachen (Cadmium, Zink). Arsen und Blei hingegen bleiben nahezu unverändert.

Unterhalb des Saalezutrittes sind Arsen und Uran gering angereichert. Sie liegen jedoch im gesamten Profil innerhalb der Zielvorgaben der LAWA. In den älteren Sedimentschichten werden die Hintergrundwerte erreicht, sodass nur eine unbeträchtliche Belastung mit diesen Elementen vorliegt. Obwohl die Mulde mit diesen Bergbauelementen stark angereichert ist, wirkt sich der Eintrag in die Elbe nur in Mündungsnähe, nicht aber auf weite Abschnitte der Elbe aus. Durch die Saale erfolgte zwar auch eine Uranzufuhr in die Elbe, jedoch führte dies ebenfalls nur zu einem geringen Anstieg der Belastung.

Blei ist über den gesamten beprobten Elbeabschnitt angereichert. Durch die Mulde- und Saalemündung erfolgt jeweils ein Anstieg der Konzentrationen, jedoch ist auch unterhalb der Saalemündung eine Zunahme der Belastung festzustellen, sodass der Eintrag aus diesen bergbaubeeinflussten Flüssen nicht die alleinige Ursache der Bleikontamination ist. Festzustellen ist weiterhin, dass unterhalb der Saale auch in den Tiefenschichten die Hintergrundwerte überschritten werden, sodass es sich hier um eine langandauernde Zufuhr handeln muss.

Cadmium liegt im Verlauf der Elbe in stark wechselnden Konzentrationen vor, wie in Abbildung 7.20 gezeigt wird. Durch die Zufuhr des belasteten Muldewassers steigt der Gehalt stark an, fällt aber innerhalb von 20 km bereits wieder auf das Ausgangsniveau. Durch die Einmündung der Saale erfolgt wiederum ein ausgeprägter Anstieg der Belastung. Diese hält flussabwärts an und verstärkt sich sogar zunehmend, sodass unterhalb von Magdeburg die höchste Belastungsklasse vorliegt.

Eine Anreicherung der Schwermetalle und Arsen ist jeweils nur für die oberen ca. 40 cm der Tiefenprofile festzustellen. In den tieferen Schichten wird meist der regionale Hintergrundwert der Elbe oder zumindest die Zielvorgabe der LAWA erreicht.

Die Ermittlung der Bindungsformen der Schwermetalle und Arsen mit der sequentiellen Elution nach FÖRSTNER [1982] hat gezeigt, dass die Mobilität der Elemente im Bereich der Elbe gering ist. Der überwiegende Teil der Schadelemente liegt in Bindungen hoher Stabilität vor. In den ersten Phasen der Extraktion sind nur geringe Anteile enthalten, sodass lediglich verminderte Konzentrationen freigesetzt werden können. Unter Berücksichtigung der ersten drei Fraktionen als mobilisierbare Bestandteile sind meist zwischen

15 und 20 % potenziell freisetzbar. Aufgrund der häufig vorhandenen Verfügbarkeit und den vorliegenden hohen Konzentrationen ist allein beim Cadmium eine Freisetzung möglich. Insgesamt ist das Gefährdungspotenzial aber als gering einzuschätzen. Zudem ist es im Bereich der Elbe deutlich niedriger als im Muldegebiet.

8 ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER BLEIISOTOPIE

8.1 Isotopenverhältnisse in den Tiefenprofilen

8.1.1 Standort Zaßnitz (Zwickauer Mulde)

Die Zwickauer Mulde ist durch den Uranbergbau beeinflusst worden, was insbesondere an der sehr hohen Belastung des Sediments deutlich wird (vgl. Kap. 6.1). Das aus dem Uranbergbau und den -vererzungen stammende Blei ist durch die Zerfallsreihe des Urans isotopisch markiert. Die Bleiisotopenverhältnisse entwickeln sich in Abhängigkeit von den Proportionen der Uran- und Thoriumkonzentrationen. Im Gegensatz dazu findet in Bleilagerstätten mit fehlendem Uran und Thorium nach der Bleiausscheidung keine Veränderung der Isotopie statt, sodass hier ein signifikantes Isotopenverhältnis besteht (siehe auch Kap. 3.2.3).

In Tabelle 8.1 sind die Blei-, Uran- und Thoriumkonzentrationen der untersuchten Proben zusammengefasst. Die ermittelten Bleiisotopendaten sind in Tabelle 8.2 enthalten.

Die Verhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ am Standort Zaßnitz sind in Abbildung 8.1 dargestellt. Die Messungen wurden in drei Teufenstufen (35 cm, 145 und 195 cm) durchgeführt. Mit zunehmender Tiefe nimmt $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ von 18,703 auf 18,101 ab, sodass das radiogene Blei an der Oberfläche im Vergleich zur unteren Probe angereichert ist. Die Zunahme des $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ in Richtung Oberfläche ist ein Indiz für das Vorhandensein von Uranmineralisationen im lokalen Sediment oder dessen Herkunftsbereich, da ^{206}Pb durch den radioaktiven Zerfall des ^{238}U entsteht. Allerdings ist die Zunahme nicht stetig und korreliert nicht mit den Änderungen der Urankonzentrationen. Ein Anstieg des Bleiverhältnisses liegt bereits in einer Tiefe von 145 cm vor, obwohl dort der Urangehalt des Sediments gegenüber der Teufe von 200 cm nicht zugenommen hat. Dieser steigt erst ab ca. 60 cm deutlich an, da die Gewinnung von Uran im Einzugsgebiet nach 1945 begann.

Da der Bleigehalt in der mittleren Probe wesentlich geringer ist als an der Oberfläche, ist die Änderung der Bleiverhältnisse unabhängig von der Bleikonzentration.

Ein weiterer Zusammenhang besteht zwischen der Bleiisotopie und der Thoriumkonzentration. Mit steigendem Thoriumgehalt nimmt auch das $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis auf 38,487 zu, da es zu einer relativen Anreicherung des Thorium-Bleis kommt. Änderungen des $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisses sind bei Uranmineralisationen gering, da dort das Th/U-Verhältnis klein ist. Dies liegt bei Uranlagerstätten bei $< 0,1$, sodass Thorium meist in sehr geringen Konzentrationen vorliegt. Weiterhin wird es beim Transport als Th^{4+} vom U^{6+} entkoppelt [GULSON, 1989]. Im vorliegenden Profil liegt bis 40 cm Tiefe ein Th/U-Ver-

hältnis von $\approx 0,1$ vor. Dies beruht auf den erhöhten Urankonzentrationen in den oberen Lagen. In den tieferen Schichten sind die Urankonzentrationen wesentlich kleiner und das Th/U-Verhältnis höher, da der Einfluss des Uranbergbaus noch gering ist. Das geogene Verhältnis Th/U von Flusssedimenten beträgt ca. 4,6 [Li, 2000] und wird z. B. mit einem Wert von 3,5 in 75 cm Tiefe annähernd erreicht. Gemittelt beträgt es in den tiefen Schichten 2,3. Die Thoriumgehalte liegen mit einem Mittelwert von 13,1 mg/kg im Bereich geogener Durchschnittskonzentrationen. Dementsprechend ändert sich das $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis, wonach mit zunehmenden Thoriumkonzentrationen auch das Bleiisotopenverhältnis ansteigt.

Insgesamt ist dieser Standort jedoch v. a. durch die Bleiisotope, die aus dem Zerfall des Urans hervorgehen, charakterisiert.

Tabelle 8.1: Pb-, U- und Th-Konzentrationen der ausgewählten Proben

Profil	Fluss	Tiefe [cm]	Pb [mg/kg]	U [mg/kg]	Th [mg/kg]
Westewitz	Freiberger Mulde	7,5	893	4,86	12,5
		55	3.970	5,91	12,3
		155	999	7,21	14,8
Zaßnitz	Zwickauer Mulde	35	279	113	11,8
		145	70,3	8,51	13,1
		195	280	7,68	12,3
Löbnitz	Vereinte Mulde	12,5	341	29,8	11,7
		55	563	10,0	10,3
		135	345	8,73	11,9
Törten	Vereinte Mulde	15	352	46,3	13,0
		75	479	6,41	11,4
		175	441	19,1	11,7
Apollensdorf	Elbe	17,5	144	4,91	11,7
		37,5	62,2	5,17	13,9
		145	25,1	3,20	10,1
Lödderitz	Elbe	7,5	123	6,06	10,2
		32,5	164	6,38	12,8
		155	28,2	5,00	18,8
Dornburg	Elbe	7,5	169	9,64	10,7
		22,5	209	13,7	11,8
		155	71,1	4,57	13,8
Zerben	Elbe	7,5	212	8,01	11,8
		32,5	304	15,6	12,2
		125	131	5,63	12,3

Tabelle 8.2: Pb-Isotopendaten der ausgewählten Proben

Profil	Tiefe [cm]	$\frac{^{206}\text{Pb}}{^{204}\text{Pb}}$	$\frac{^{207}\text{Pb}}{^{204}\text{Pb}}$	$\frac{^{208}\text{Pb}}{^{204}\text{Pb}}$	$\frac{^{207}\text{Pb}}{^{206}\text{Pb}}$	$\frac{^{208}\text{Pb}}{^{206}\text{Pb}}$	$\frac{^{208}\text{Pb}}{^{207}\text{Pb}}$
Weste- witz	7,5	18,201	15,597	38,303	0,857	2,104	2,456
	55	18,239	15,600	38,365	0,855	2,103	2,459
	155	18,216	15,600	38,328	0,856	2,104	2,457
Zaßnitz	35	18,703	15,638	38,265	0,836	2,046	2,447
	145	18,552	15,639	38,487	0,843	2,075	2,461
	195	18,101	15,603	38,073	0,862	2,103	2,440
Löbnitz	12,5	18,294	15,606	38,330	0,853	2,095	2,456
	55	18,329	15,608	38,436	0,852	2,097	2,463
	135	18,333	15,609	38,431	0,851	2,096	2,462
Törten	15	18,367	15,614	38,292	0,850	2,085	2,452
	75	18,166	15,596	38,236	0,859	2,105	2,452
	175	18,267	15,605	38,307	0,854	2,097	2,455
Apollens- dorf	17,5	18,326	15,622	38,339	0,852	2,092	2,454
	37,5	18,563	15,633	38,537	0,842	2,076	2,465
	145	18,798	15,650	38,728	0,833	2,060	2,475
Lödderitz	7,5	18,349	15,619	38,363	0,851	2,091	2,456
	32,5	18,344	15,615	38,382	0,851	2,092	2,458
	155	19,011	15,665	39,150	0,824	2,059	2,499
Dornburg	7,5	18,301	15,619	38,278	0,853	2,092	2,451
	22,5	18,330	15,616	38,275	0,852	2,088	2,451
	155	18,527	15,629	38,543	0,844	2,080	2,466
Zerben	7,5	18,285	15,616	38,262	0,854	2,093	2,450
	32,5	18,295	15,615	38,255	0,854	2,091	2,450
	125	18,362	15,618	38,361	0,851	2,089	2,456

Infrage kommt hierbei eine Prägung entweder durch den Standort selbst oder durch die Zufuhr von bergbaulichem Uran. Trotz des an der Oberfläche auf 18,703 zunehmenden $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisses wird hier bei Weitem nicht die Isotopie der Uran-Pechblenden erreicht, wie sie im Raum Schlema-Alberoda vorkommen. Diese weisen Verhältnisse von > 50 für $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ auf [BRACKE, 1998]. Aufgeschüttete Abraumhalden und industrielle Absetzanlagen der Region ergaben ebenfalls höhere $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 23 bis 31 [BRACKE, 1995]. Der geologische Untergrund selbst ist durch Verhältnisse zwischen 18,5 und 20,5 charakterisiert, sodass erst ab > 21 eine Beeinflussung durch Uranvererzungen bzw. den Uranbergbau angenommen wird. Die Sedimente am Standort Zaßnitz entsprechen demnach generell dem geologischen Untergrund der Region. Dennoch ist die kontinuierliche Zunahme des Bleiverhältnisses ein Hinweis auf den verstärkten Einfluss des Uranbergbaus bzw. die Zufuhr von ^{206}Pb aus dem Bergbaubereich.

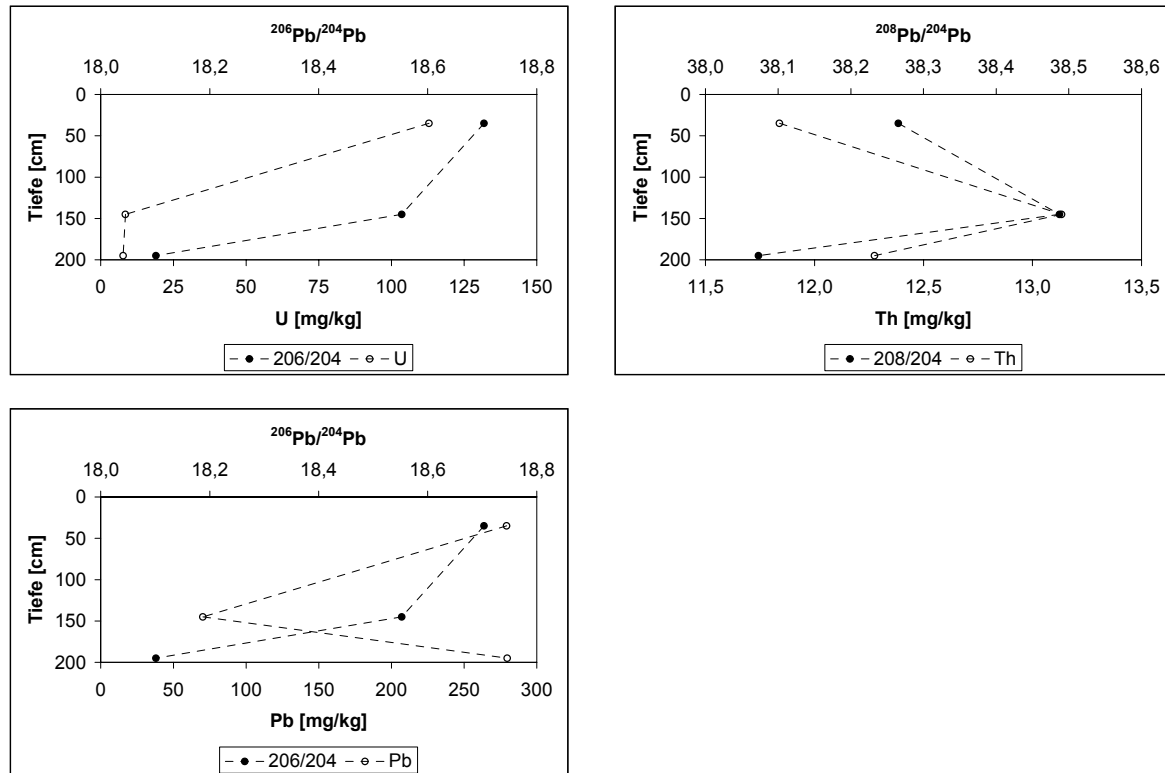


Abbildung 8.1: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse am Standort Za

8.1.2 Standort Westewitz (Freiberger Mulde)

Der Standort ist durch sehr hohe Bleikonzentrationen (maximal 3.970 mg/kg) gekennzeichnet, die durch die Zufuhr aus dem Freiberger Revier verursacht werden (vgl. Kap. 6.2). Dagegen sind die Uran- und Thoriumkonzentrationen sehr gering (durchschnittlich 6,49 bzw. 14,0 mg/kg). Dementsprechend ist die Bleiisotopie vom zugeführten Blei geprägt.

Das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis des Sediments und des Freiberger Bleiglanzes mit einem Wert von 18,157 liegen nahe beieinander [BRACKE, 1998]. Deshalb sind am Standort in den verschiedenen Teufen nur geringe Unterschiede der Isotopenverhältnisse festzustellen.

In Abbildung 8.2 sind die $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - sowie $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse gegen die Tiefe dargestellt. Das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis ist ein empfindlicher Indikator für Veränderungen der Isotopie [GULSON, 1989], sodass es gut geeignet ist, auch geringe Unterschiede, wie sie hier vorliegen, zu erkennen. Dabei lässt sich feststellen, dass es einen Zusammenhang zwischen den Verhältnissen und der Blei-Gesamtkonzentration am Standort gibt. Sowohl das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - als auch das $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis weisen einen parallelen Verlauf mit dem Bleigehalt auf. Der Anstieg des Bleiverhältnisses wird durch die relative Zunahme des radiogenen ^{206}Pb und ^{208}Pb verursacht, sodass vermehrt Blei eingetragen wurde, welches durch Uran- und Thoriumzerfall beeinflusst ist. Die Änderung des Bleiisotopenverhältnisses fällt vermutlich mit der zunehmenden Bleiglanz-Gewinnung im Freiberger Raum zusammen [BAUMANN, 2000].

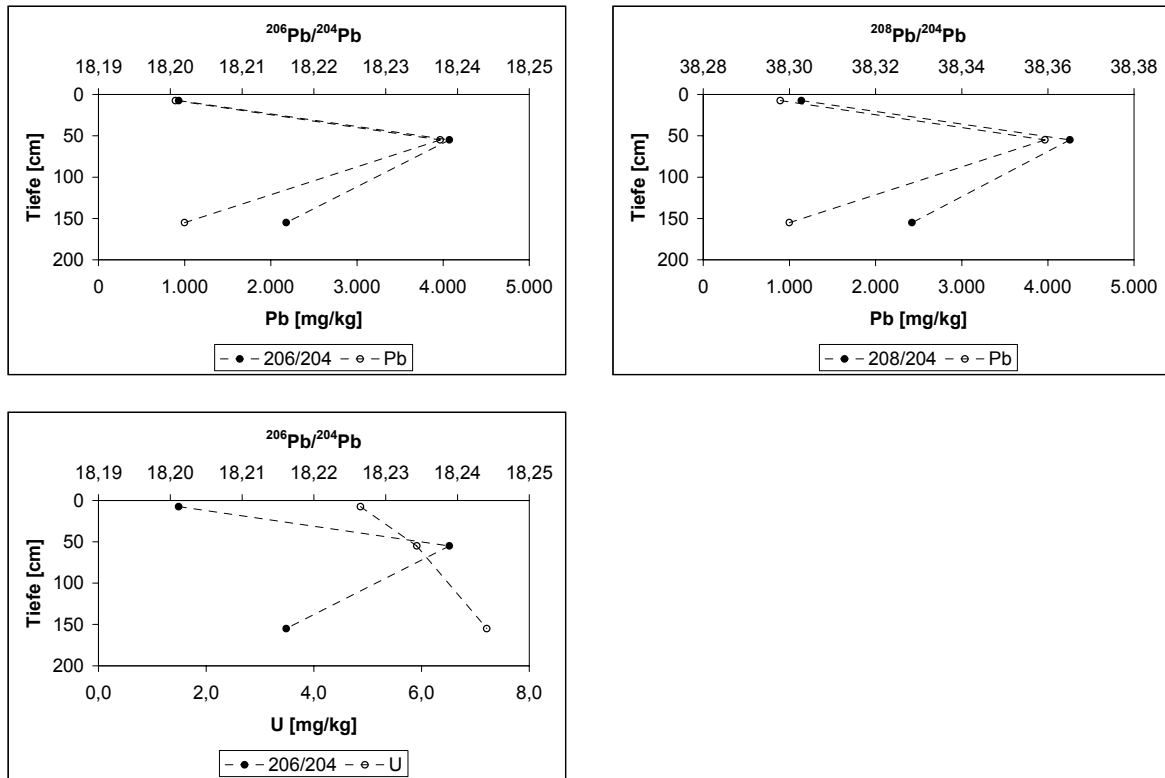


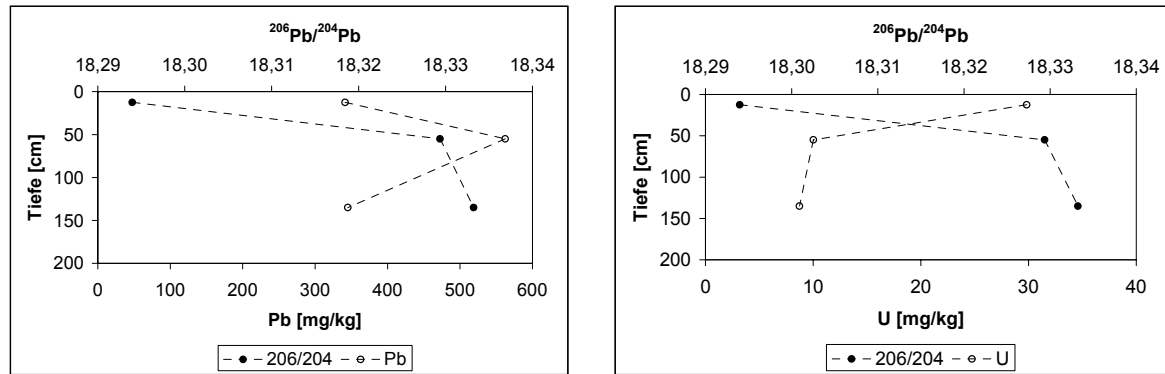
Abbildung 8.2: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Wes

Die Isotopie ist unabhängig vom Uran- und Thoriumgehalt.

8.1.3 Standorte Löbnitz und Törten (Vereinte Mulde)

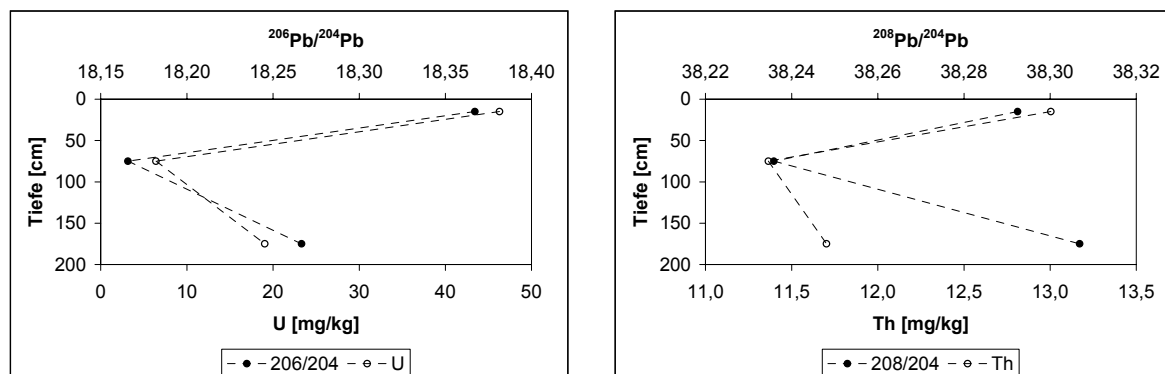
Diese beiden Standorte befinden sich an der Vereinten Mulde, sodass sie eine Mischung der Standorte Westewitz und Zaßnitz darstellen.

Die Varianz des $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisses ist im Profil Löbnitz sehr gering (vgl. Abbildung 8.3). In Richtung Oberfläche nimmt das Verhältnis minimal ab. Diese Änderung ist jedoch unabhängig von der Bleikonzentration. Außerdem nimmt mit zunehmendem Urangehalt der Einfluss des radiogenen Bleis ab, d. h. desjenigen Bleis, wie es aus dem Uranbergbau über die Zwickauer Mulde zugeführt wird. Diese Tendenz entspricht nicht dem erwarteten Verlauf, da die Mischung beider Zuflüsse der Vereinten Mulde über die Zeit konstant ist. Daher muss hier im Laufe der Zeit vorrangig eine Bleikomponente eingetragen worden sein, die durch niedrige $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse gekennzeichnet ist und nicht im Zusammenhang mit dem Uranbergbau steht.

Abbildung 8.3: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Lb

Das an der Oberfläche vorliegende $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis ähnelt dem durch den Freiburger Bergbau stark beeinflussten Standort Westewitz mehr als Zaßnitz. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in Westewitz die Bleikonzentration dreimal so hoch ist wie in Zaßnitz. Die sich hier abzeichnende Mischungsproblematik wird weiter unten ausführlich behandelt.

Am Standort Törten1 kurz vor der Mündung der Vereinten Mulde in die Elbe besteht wiederum ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Isotopie und den Uran- und Thoriumgehalten (vgl. Abbildung 8.4). Sowohl das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - als auch das $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis weisen an der Oberfläche den größten und in 75 cm Tiefe den geringsten Wert auf. Die Änderung verläuft nahezu parallel zu den Konzentrationen der Mutterisotope, sodass mit zunehmendem Gehalt die Gewichtung des radiogenen Bleis steigt.

Abbildung 8.4: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Töl

Die Betonung der Sedimentkomponente, die in Löbnitz die Abnahme des $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisses verursacht, fehlt im Profil Törten.

Diese beiden im Abstand von 40 km an der Vereinten Mulde gelegenen Standorte sind in ihrem Verlauf sehr verschieden. Demnach handelt es sich nicht allein um die Mischung der beiden Flüsse Freiburger und Zwickauer Mulde, die aufgrund des langen Transportwe-

ges von ca. 90 km und des entsprechend hohen Homogenisierungsgrades des aus verschiedenen Quellen zugeführten Sediments vorliegen müsste. Vielmehr fand am Standort Löbnitz eine Zufuhr von radiogen verarmtem Blei statt, sodass hier geringere $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse vorkommen als am Punkt Zaßnitz (maximal 18,70).

8.1.4 Standort Apollensdorf (Elbe)

Da dieser Standort an der Elbe oberhalb des Muldezuflusses liegt, wird er nicht durch Uranmineralisationen des Erzgebirges beeinflusst.

In Abbildung 8.5 sind die Verhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ sowie die Blei-, Uran- und Thorium-Gesamtgehalte im Tiefenprofil dargestellt. In Richtung Oberfläche nimmt die Bleikonzentration kontinuierlich zu, während gleichzeitig das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis stetig abnimmt. Somit wird hier im Laufe der Zeit Blei eingetragen, das durch ein niedriges $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis charakterisiert ist. Der Anteil des radiogenen Bleis nimmt dabei ab, sodass es aus einer Lagerstätte stammt, die von Uran- bzw. Thoriummineralisationen unbeeinflusst ist. Dies verdeutlicht sich auch in der Abnahme der $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse.

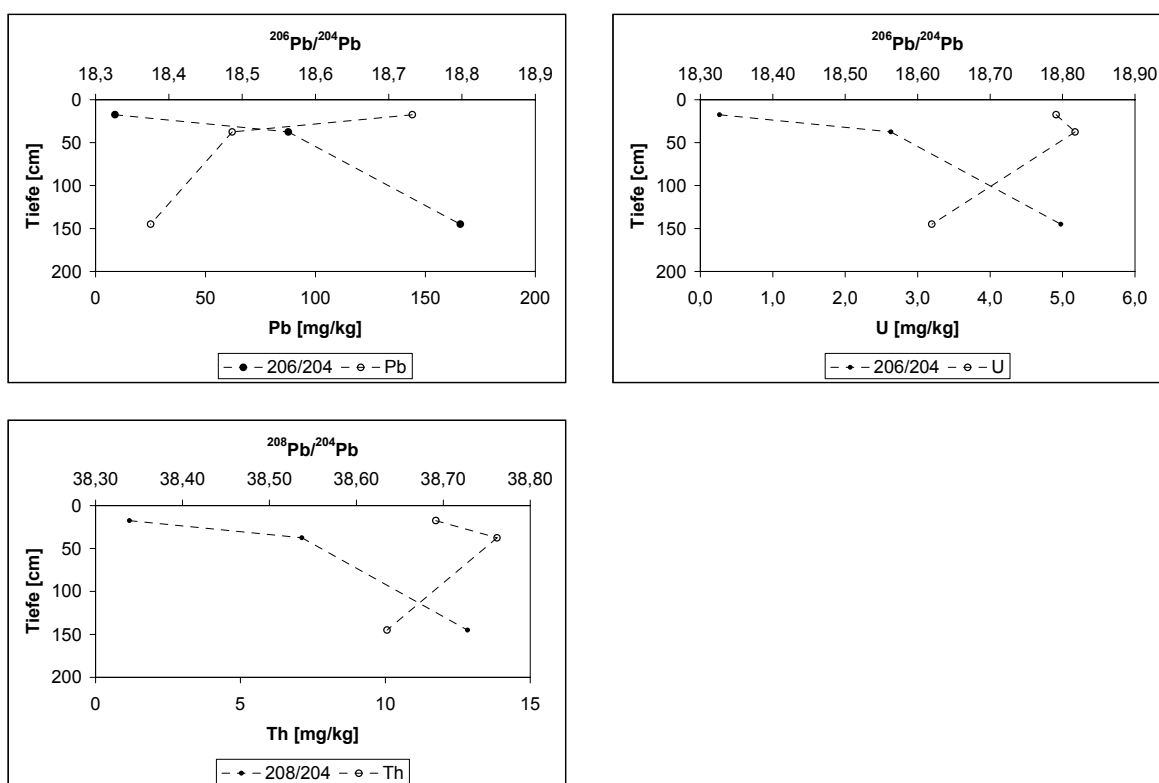


Abbildung 8.5: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Ap

Die Probe aus 145 cm Tiefe ist anthropogen unbelastet und die Bleikonzentration entspricht dem geogenen Hintergrund (vgl. Kap. 7.1). Die Isotopie in dieser Tiefe spiegelt

somit die ursprünglichen Verhältnisse wider. Mit der Zunahme des Bleigehaltes nimmt demnach der anthropogene Anteil zu. Hiermit gekoppelt ist die Abnahme des $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisses. Da der mittlere Bleigehalt von unbelasteten Böden in Deutschland zwischen 2 und 60 mg/kg beträgt [SCHEFFER, 1998], sind die Oberflächensedimente deutlich mit Blei angereichert. Die erhöhten Bleigehalte sind hier hauptsächlich auf die Verbrennung von Benzin zurückzuführen, wobei das Blei partikelförmig in der Atmosphäre transportiert wird [MIELKE, 1997]. Die Benzinadditive der DDR wiesen ein $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis von 17,7 bis 18,2 auf [BRACKE, 1998], da hier hauptsächlich Blei aus Freiberg und der Sowjetunion zugesetzt wurde. Dieses ist durch einen Wert von 18,157 für Freiberg Blei bzw. 17,818 für russisches Blei gekennzeichnet. Gleiche Bedingungen sind für die Tschechische Republik anzunehmen. Somit führt die ubiquitäre Verbreitung des Benzinbleis zu einer Abnahme des $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisses.

Dieser Effekt wird seit 1990 weiter verstärkt, da nun statt des Bleis aus Russland solches aus der Lagerstätte Broken Hill, Australien eingesetzt wird. Dieses ist durch ein extrem niedriges $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis von 16,163 charakterisiert. Insgesamt weist die Mischung des Freiberg Blei und australischen Bleis, die dem Benzin nach 1990 zugesetzt wurde, ein $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis von 17,306 auf. Seit 2000 wird verbleites Benzin in Europa für den Kfz-Verkehr nicht mehr eingesetzt, jedoch werden bleihaltige Kraftstoffe im Flugzeugverkehr z. T. weiterhin verwendet.

Anhand der Isotopie des Bleis in der Atmosphäre Europas lassen sich mehrere Regionen unterscheiden. So lagen 1988 in Ost-Europa höhere $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse vor als in West-Europa. Dies ist ebenfalls auf die unterschiedliche Herkunft der Bleierze, die dem Benzin zugegeben wurden, zurückzuführen [HOPPER, 1991].

Da der Anteil des verbleiten Benzins jedoch stark zurückgegangen ist, verminderte sich seit 1990 auch der Eintrag des Benzinbleis. Deshalb ist zu erwarten, dass das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis wieder leicht ansteigt.

Dieser Effekt ist bereits seit 1980 in der Atmosphäre West-Europas zu erkennen. Mit der Abnahme der Bleikonzentration in den Aerosolen steigt auch das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis wieder an. Dies ist u. a. auf den Rückgang des verbleiten Benzins zurückzuführen, das meist mit Blei aus Broken Hill versetzt war [GROUSSET, 1994].

Prinzipiell weist anthropogenes Blei, das durch Abgase aus dem Verkehr, der Müllverbrennung und der Metallindustrie als Schadstoff in den Boden gelangt, Bleiisotopenverhältnisse auf, die weniger radiogen sind als Blei in unbelasteten Böden [HORN, 1993; HANSMANN, 2000]. Industriell genutztes Blei aus Lagerstätten ist grundsätzlich durch ein geringes $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis gekennzeichnet, da hier sehr hohe Pb/U- und Pb/Th-Relationen vorliegen und die Isotopie seit der Bildung konstant geblieben ist. Im Gegensatz dazu entwickelt sich in unbelasteten Böden die isotopische Zusammensetzung in Abhängigkeit von der Zeit und dem U/Pb- und Th/Pb-Verhältnis.

Das $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -Verhältnis des dem Benzin zugesetzten Freiburger Bleis ist dagegen höher als im Sediment (2,108; BRACKE, 1998), sodass die kontinuierliche Zunahme im Profil ebenfalls durch Abgase des Straßenverkehrs bedingt ist.

Auch die Verbrennung von Braun- und Steinkohle ist als Quelle weitverbreiteten Bleis in Betracht zu ziehen. Vorliegende Werte für Braunkohle haben ein $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis zwischen 18,56 und 19,22 [BRACKE, 1998] und sind somit höher als in den Oberflächenproben. Die Isotopie der Kohle kann deshalb nicht für die starke Abnahme des $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisses am Standort Apollensdorf verantwortlich sein.

Die Änderung der Isotopie im Profil ist unabhängig vom Thorium- und Urangehalt.

8.1.5 Standorte Lödderitz, Dornburg und Zerben (Elbe)

Diese Standorte befinden sich an der Elbe in einer Entfernung von 22 km (Lödderitz), 40 km (Dornburg) bzw. 105 km (Zerben) unterhalb der Muldeeinmündung. Durch das Muldesediment ist eine Veränderung der Elbeisotopie, die im Profil Apollensdorf vorliegt (vgl. Kap. 8.1.4), zu erwarten.

Der Verlauf der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Blei-, Uran- und Thoriumkonzentrationen der drei Profile sind in Abbildung 8.6, Abbildung 8.7 und Abbildung 8.8 enthalten. Die untersuchten Profile unterscheiden sich in ihren Bleiisotopenverhältnissen von denen der Mulde deutlich. Die Elbeprofile ähneln sich in ihrer Tiefenverteilung sehr und werden daher gemeinsam abgehandelt. Lediglich die Varianz der Verhältnisse ist verschieden. Hierbei weist das Profil Lödderitz am ersten Standort nach der Muldemündung die größten Unterschiede auf, während im Profil Zerben unterhalb von Magdeburg die Differenz der Verhältnisse am geringsten ist.

Prinzipiell nehmen in allen Profilen (Abbildung 8.6 bis Abbildung 8.8) die Verhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ zur Oberfläche hin ab und verlaufen somit analog zum Standort Apollensdorf. Das in der Tiefe vorliegende Verhältnis kommt dem geogenen Zustand am nächsten und stellt gleichzeitig jeweils den maximalen Wert dar, der bei den ausgewählten Proben ermittelt wurde. Im Profil Lödderitz liegt in der Tiefe eine Gesamtbleikonzentration von 28,2 mg/kg vor. Die Probe repräsentiert somit eine geogene Zusammensetzung, die auch von der Bleizufuhr der Mulde unbeeinflusst ist. In den oberen Teufen steigen die Blei-Gesamtgehalte auf das in Mitteleuropa ubiquitär verbreitete Niveau an und entsprechend nehmen die Verhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ ab (vgl. Abbildung 8.6, siehe auch Kap. 8.1.4). Insofern kann der Zufluss des Muldewassers nicht zu einem Anstieg des radiogenen Bleis führen. Eine zusätzliche Quelle kann auch nach Einmündung der Saale (Dornburg und Zerben) nicht festgestellt werden. Zwischen 32,5 und 7,5 cm ist die Änderung der Verhältnisse gering.

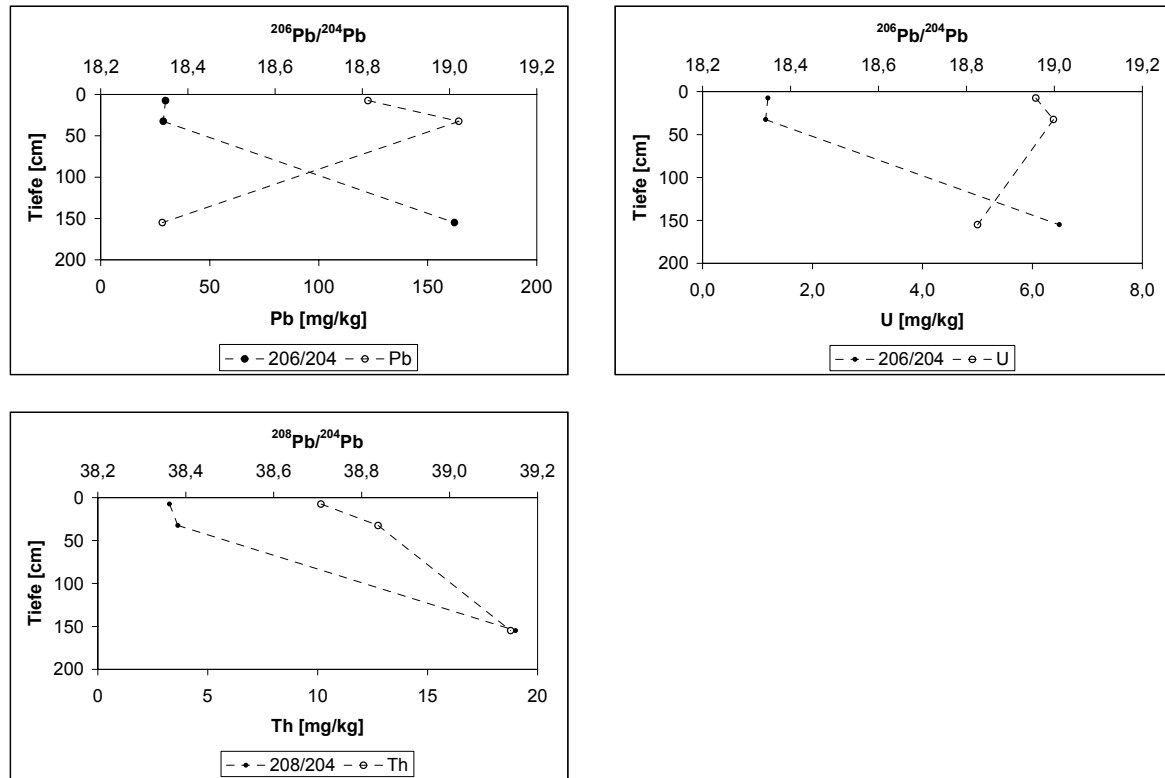
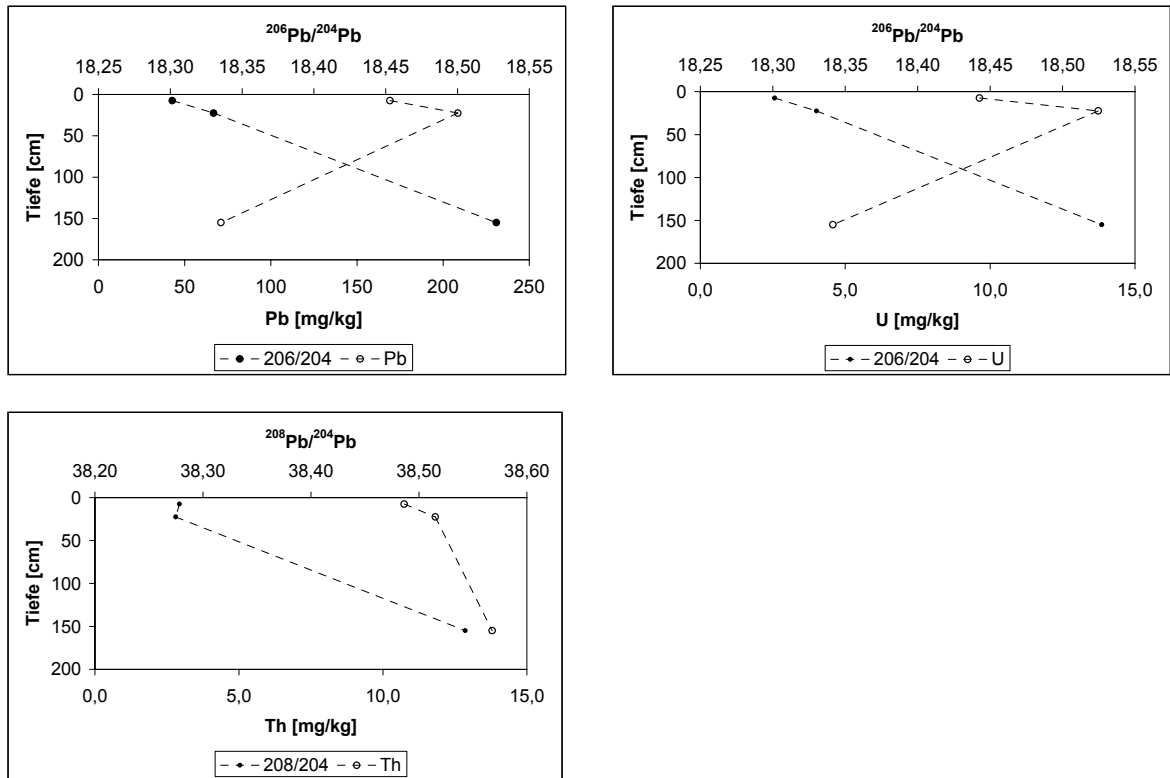
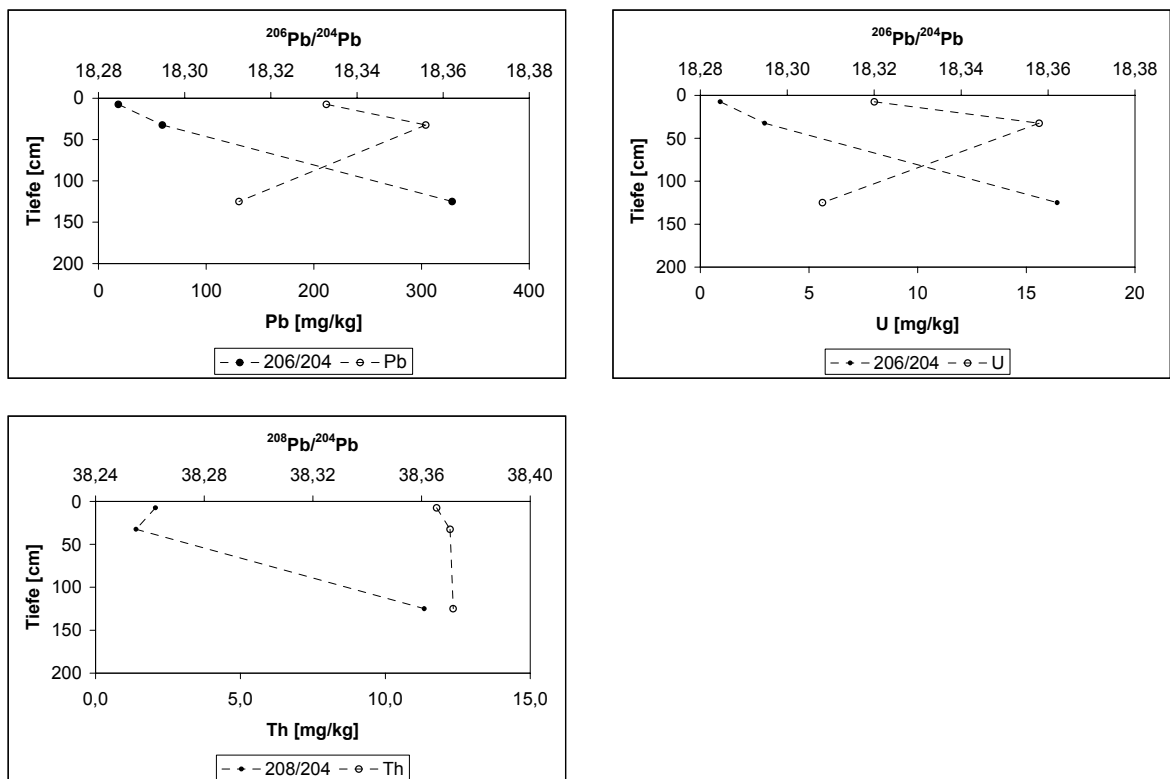


Abbildung 8.6: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Lö

Als Hauptursache für den Rückgang des radiogenen Bleis in den Sedimenten wird die Zufuhr von anthropogenem Blei angenommen, da dieses im Vergleich zur geogen vorkommenden Isotopie meist gering radiogen ist. Weiterhin bewirkt auch die Zufuhr von Material aus der Vereinten Mulde eine zusätzliche Abnahme der Verhältnisse (vgl. Kap. 8.1.3).

Das $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis verringert sich zwischen 155 und 32,5 cm ebenfalls und nimmt anschließend wieder leicht zu. Dieser Anstieg erfolgt gleichzeitig zum Rückgang der Blei-, Uran- und Thoriumgehalte. In diesem Fall führt die Verringerung des anthropogenen Bleis bereits zur Zunahme des radiogenen und damit geogenen Bleis.

Die Profile Dornburg und Zerben (vgl. Abbildung 8.7 und Abbildung 8.8) zeigen aufgrund der Abnahme der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Zunahme der Blei-Gesamtkonzentrationen in Richtung Oberfläche ein analoges Bild zum Standort Lödderitz. Dieser Verlauf belegt erneut den Eintrag von anthropogenem Blei. Ein Unterschied besteht jedoch darin, dass hier in der Tiefe geringere $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Relationen vorliegen.

Abbildung 8.7: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil DAbbildung 8.8: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse im Profil Ze

8.1.6 Vergleich der Elbe- und Muldeprofile

Die gemeinsame Darstellung der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse aller Muldeproben in Abbildung 8.9 zeigt, dass der Standort Zaßnitz an der Zwickauer Mulde die größte Variabilität aufweist. Hier ist der Einfluss des Uranbergbaus am deutlichsten, da in Richtung Oberfläche das radiogene Blei zunimmt. Die Standorte Westewitz und Löbnitz sind dagegen durch sehr geringfügige Änderungen ihrer $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse gekennzeichnet.

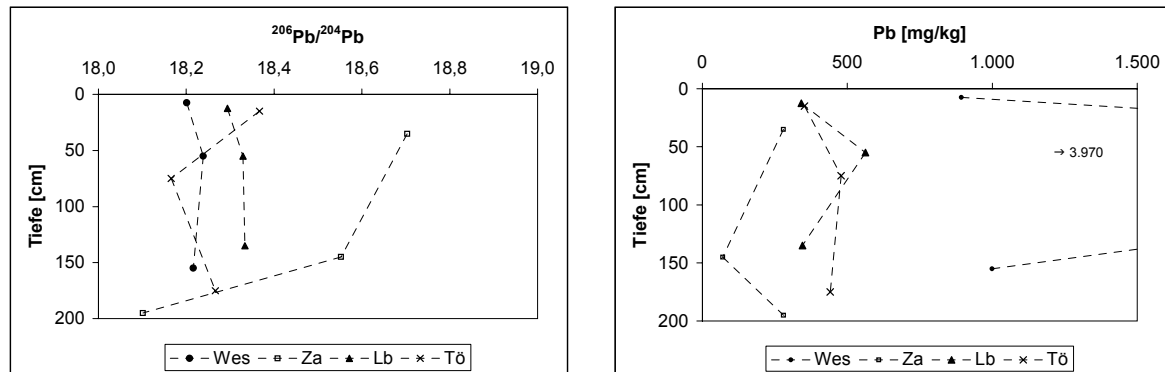


Abbildung 8.9: Vergleich der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Pb-Gesamtgehalte der Muldestandorte (Wes: Westewitz, Za: Zaßnitz, Lb: Löbnitz, Tö: Törten)

Die unteren und damit ältesten Proben aller vier Muldeprofile liegen dicht beieinander mit $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Werten zwischen 18,101 und 18,333. Dies ist ein Zeichen dafür, dass die geologische Situation ähnlich ist. Ebenso unterscheiden sich die jeweils oberen Proben von Westewitz, Löbnitz und Törten in ihren $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Werten nur sehr gering voneinander, sodass das Blei aus einer gemeinsamen (Haupt-)Quelle stammt.

Im Gegensatz zur geringen Varianz der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse am Standort Westewitz weisen dort die Blei-Gesamtgehalte die größten Unterschiede im Profil auf. Hingegen liegen die oberflächennahen Proben der Punkte Zaßnitz, Löbnitz und Törten in ihrer Bleikonzentration dicht beieinander.

Die unterschiedlichen Befunde der Bleiverhältnisse und Konzentrationen zeigen, dass die Betrachtung der Bleiisotopie ein sehr geeignetes Hilfsmittel ist, um die Einflussfaktoren am Standort zu identifizieren. Die ermittelten Gesamtkonzentrationen allein hätten die starke Wirkung des Uranbergbaus am Standort Zaßnitz nicht verdeutlicht. Auch nach einer möglichen Verlagerung der Bleikontamination ist es mithilfe der Isotopie möglich, die Belastungsgeschichte in einem Tiefenprofil nachzuvollziehen.

In den Elbeproben nimmt dagegen das $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis zur Oberfläche kontinuierlich ab, sodass hier der Eintrag von anthropogenem Blei überwiegt (vgl. Abbildung 8.10). Das Profil Lödderitz weist hierbei die größten Unterschiede auf. Da hier eine Fließstrecke von > 100 km beprobt wurde, ist auch die geologische Situation verschieden. Dies

spiegelt sich in der größeren Variabilität der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse der unteren Proben wider, die zwischen 18,362 und 19,011 liegen.

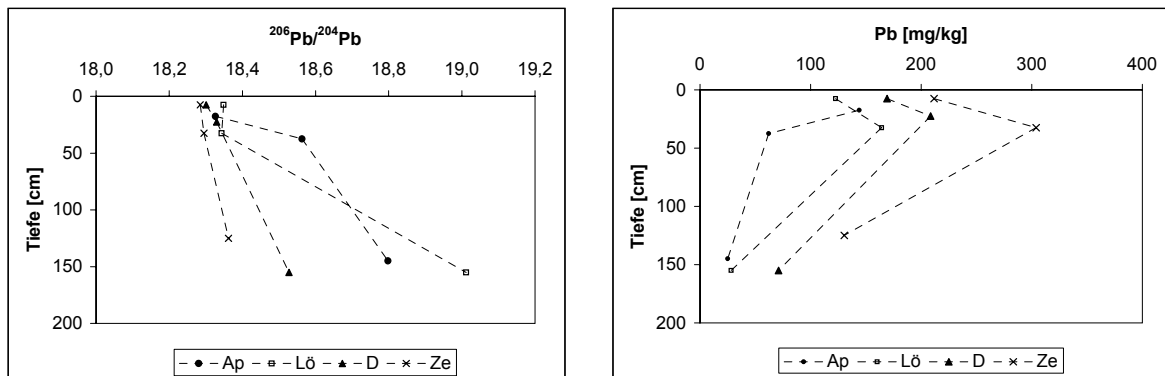


Abbildung 8.10: Vergleich der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Pb-Gesamtgehalte der Elbestandorte (Ap: Apollensdorf, Lö: Lödderitz, D: Dornburg, Ze: Zerben)

Mit zunehmender Entfernung von der Mulde sind in der maximalen Tiefenstufe die Gehalte am Gesamtlei zunehmend und die Isotopenverhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ abnehmend. Dies weist darauf hin, dass bereits in größerer Tiefe eine anthropogene Überprägung durch modernes Industrieblei feststellbar ist, die elbabwärts zunimmt. Dies ist zwar in dieser Teufe (ca. 1,5 m) schwer vorstellbar und mit insgesamt nur drei Messpunkten längs der Elbe lediglich als Indiz zu werten. Mit Zunahme des Gesamtleis zur Oberfläche nimmt das radiogene ^{206}Pb ab. Die Ursachen hierfür wurden bereits in Kap. 8.1.4 diskutiert. Die Zusammenhänge vom Bleigehalt und dem Verhältnis $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ sind in Abbildung 8.11 grafisch belegt. Hierbei ist die oberste Stufe nicht berücksichtigt.

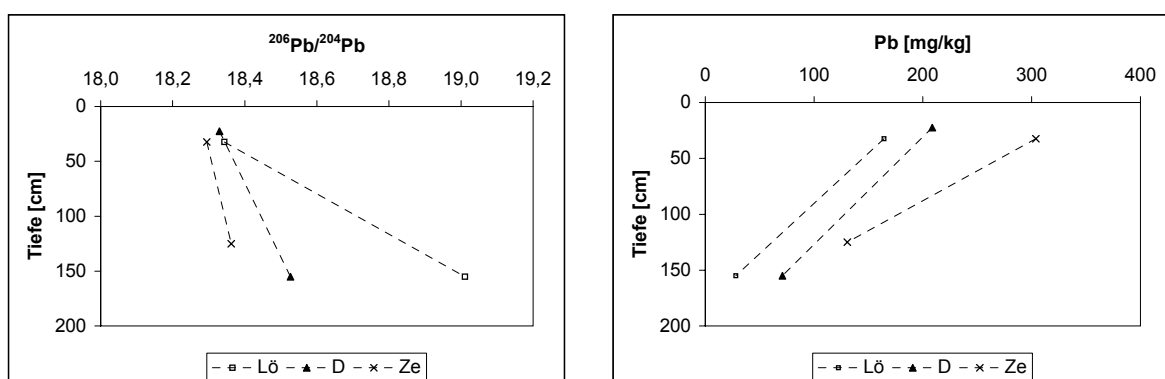


Abbildung 8.11: Vergleich der $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse sowie der Pb-Gesamtgehalte der Elbestandorte (ohne oberste Tiefenstufe; Lö: Lödderitz, D: Dornburg, Ze: Zerben)

8.2 Mischungen

Die konzentrationsunabhängige Darstellung im Dreisotopendiagramm ist geeignet, mögliche Mischungen von Komponenten zu erkennen. Hierbei besteht ein linearer Zusammenhang zwischen den Ausgangsmaterialien und deren Mischformen. Dabei lassen sich die Anteile der einzelnen Komponenten berechnen. Für diese Betrachtungen wurde aus jedem Profil die obere Probe verwendet. Diese können annähernd die aktuelle Situation wiedergeben.

Als Eckpunkte kommen die Profile aus der Freiburger und Zwickauer Mulde (Westewitz und Zaßnitz) in Frage, da sie sich wegen des Bergbaueinflusses in ihrer Isotopie deutlich unterscheiden. In Abbildung 8.12 sind die Dreisotopendiagramme $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ bzw. $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der oberen Proben aus den vier Muldeprofilen dargestellt. Hierbei ist zwischen den $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnissen eine eindeutige Mischung zu erkennen, bei der die Standorte der Vereinten Mulde (Löbnitz und Törten) zwischen den Komponenten Freiburger und Zwickauer Mulde liegen. Sie bilden nahezu eine Gerade, sodass anscheinend kaum zusätzliches Blei eingetragen wurde. Der Punkt Löbnitz liegt näher am Punkt Westewitz und enthält demnach einen größeren Anteil aus der Freiburger Mulde. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Blei-Gesamtkonzentration am Standort Westewitz wesentlich höher ist als im Profil Zaßnitz. Aus diesem Grund dominiert die Isotopie der Freiburger Mulde.

Im Diagramm mit den $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Werten stimmt jedoch nur der Standort Törten mit der Mischungslinie überein. In Löbnitz dagegen gibt es einen thoriumbetonten Bleianteil, der weder aus Zaßnitz noch aus Westewitz stammt. Bereits bei der Diskussion der Tiefenverteilung (vgl. Kap. 8.1.3) wurde aufgezeigt, dass hier Blei eingetragen wurde, dass nicht aus dem Uranbergbau stammt. Eine mögliche Quelle ist hierbei die Verbrennung von Braunkohle mit einem $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis zwischen 38,49 und 39,75. Dies wirkt sich jedoch flächendeckend auf alle Standorte aus und müsste daher auch bei den anderen Punkten zu einer Erhöhung des radiogenen ^{208}Pb führen. Das in Löbnitz zugeführte Blei beschränkt sich ausschließlich auf diesen Standort und ist in Törten nicht mehr von Bedeutung. Daher tritt es nur lokal auf.

Im Dreisotopendiagramm $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ergibt sich wiederum eine sehr gute Übereinstimmung mit der Geraden.

In der Darstellung $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen die Blei-Gesamtkonzentration zeigt sich bei einer Mischung von zwei Komponenten in einem geschlossenen System ein hyperbolischer Zusammenhang. Wird statt des Totalgehaltes der Kehrwert $1/\text{Pb}$ verwendet, resultiert eine lineare Abhängigkeit [BRACKE, 1999]. Dies ist anhand der Muldeproben in Abbildung 8.13 enthalten. Die Standorte Löbnitz und Törten liegen jedoch nicht auf der Ausgleichsgeraden, da an diesen Punkten im Vergleich zu den Isotopenverhältnissen eine verminderte Bleikonzentration vorliegt. Aus dem System wurde also während des Transports vom Her-

kunftsart Blei entfernt, z. B. durch Festlegung im Sediment. Des Weiteren besteht die Option, dass das Blei bereits weiter flussabwärts verfrachtet wurde. Aus diesem Grund ist es auch nicht möglich, aus den Bleiverhältnissen und -konzentrationen die Anteile der Komponenten in den Mischproben zu berechnen.

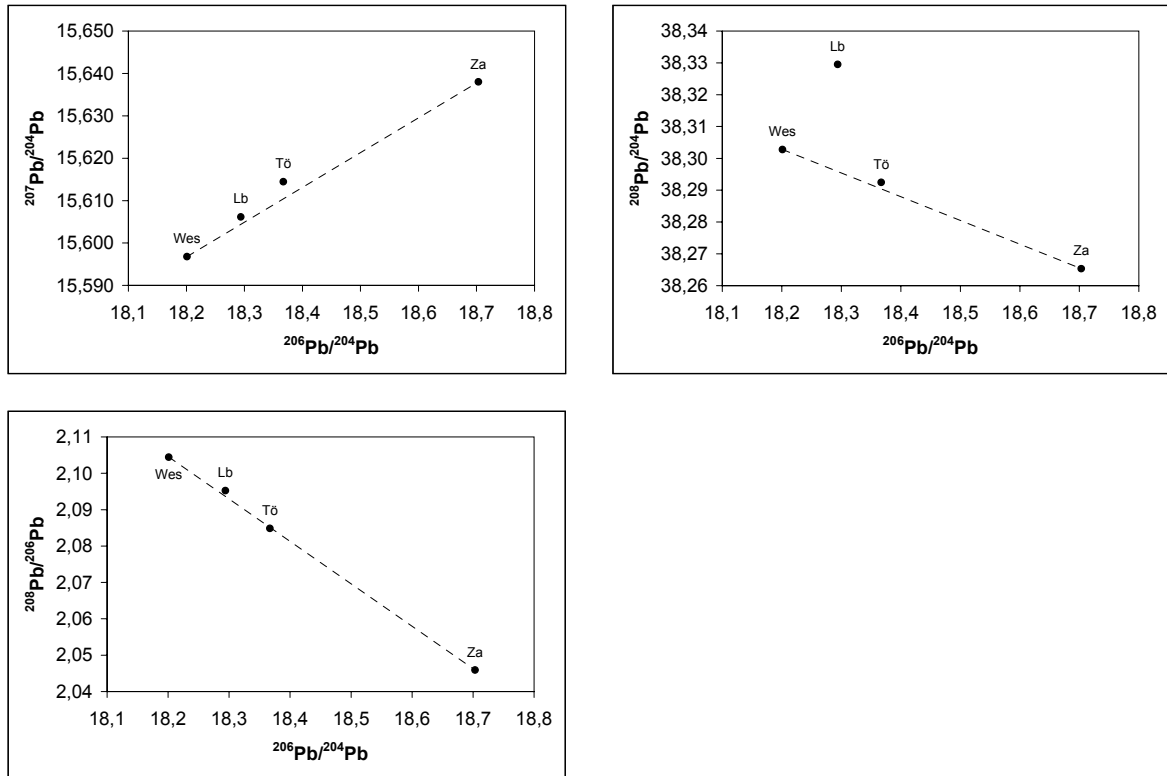


Abbildung 8.12: Dreiiisotopendiagramme $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ bzw. $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der oberen Proben der Muldestandorte (Wes: Westewitz/Freiburger Mulde, Za: Zaßnitz/Zwickauer Mulde, Lb: Löbnitz/Vereinte Mulde, Tö: Törten/Vereinte Mulde)

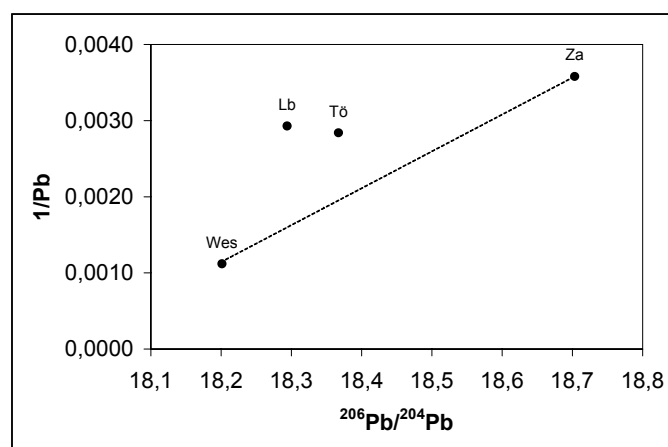


Abbildung 8.13: $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $1/\text{Pb}$ der oberen Muldeproben (Wes: Westewitz/Freiburger Mulde, Za: Zaßnitz/Zwickauer Mulde, Lb: Löbnitz/Vereinte Mulde, Tö: Törten/Vereinte Mulde)

Zusammenfassend belegen die Isotopenverhältnisse, dass in der Vereinten Mulde eine eindeutige Mischung der beiden Teilflüsse vorliegt. Hierbei hat die Freiburger Mulde aufgrund der wesentlich höheren Bleikonzentration einen stärkeren Einfluss auf die Isotopie des Sediments im Unterlauf. Mithilfe der Blei-Gesamtgehalte und -Verhältnisse lässt sich jedoch die Isotopie der Mischungen nicht berechnen, da die notwendigen Bezüge der beiden Größen nicht vorliegen.

Bei den mittleren und unteren Proben der Profile ist eine Mischung jedoch nicht vorhanden. Dies zeigt sich bereits darin, dass sich die tiefen Materialien der Standorte Westewitz und Zaßnitz in ihrer Isotopie sehr ähnlich sind und daher zu diesem Zeitpunkt keine Ausgangspunkte darstellen (vgl. Abbildung 8.9).

Die $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnisse der Standorte Apollensdorf, Lödderitz und Törten liegen für die Oberflächenproben nahezu auf einer Geraden (vgl. Abbildung 8.14). Dies wird durch den Beitritt der Mulde (Törten) in die Elbe zwischen Apollensdorf und Lödderitz verursacht. Der Einfluss des Muldewassers auf die Elbe wird dabei am Standort Lödderitz deutlich, da dieser die Mischung der beiden Komponenten bildet. Die Abweichung ist durch die Zufuhr von weiterem Blei entlang des Flusslaufes zu erklären, z. B. durch angrenzende Industrie o. ä.

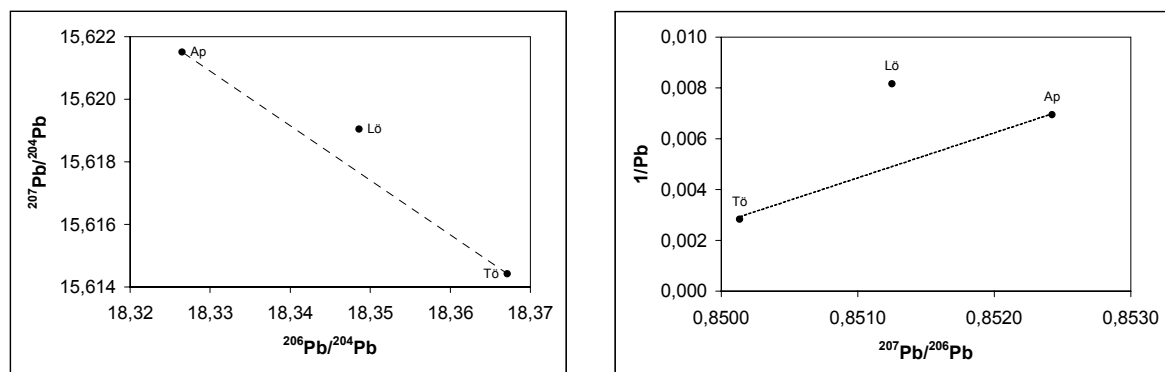


Abbildung 8.14: Dreiiisotopendiagramm $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ gegen $1/\text{Pb}$ der oberen Proben von Mulde und Elbe (Tö: Törten/Vereinte Mulde, Ap: Apollensdorf/Elbe oberhalb Muldemündung, Lö: Lödderitz/Elbe unterhalb Muldemündung)

Die Darstellung des Verhältnisses mit der umgekehrten Bleikonzentration zeigt jedoch, dass der Punkt Lödderitz einen geringeren Gehalt aufweist. Dies ist wiederum auf die Festlegung des Schwermetalls im Laufe der Fließstrecke zurückzuführen.

Betrachtet man die Bleiverhältnisse, wie sie in den oberen Elbesedimenten vorliegen, wird sichtbar, ob das Muldewasser Einfluss auf den weiteren Verlauf der Elbe hat. Hierbei stellen die Standorte Apollensdorf und Zerben die möglichen Eckpunkte dar, da sie am weitesten voneinander entfernt sind.

In Abbildung 8.15 sind die Dreisotopendiagramme $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ enthalten. Hierbei ist erkennbar, dass der Standort Dornburg annähernd auf der Linie Apollensdorf-Zerben liegt. Lödderitz als erster Punkt nach der Muldemündung weicht hiervon jedoch stark ab. Daraus folgt, dass die Elbe durch die Mulde in ihrer Bleiisotopie nur gering beeinflusst wird. Lediglich der Standort Lödderitz wird durch die Mulde geprägt, was durch das höhere $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis deutlich wird. Das außerdem erhöhte $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis wird jedoch nicht durch die Mulde verursacht. Der Grund hierfür kann an dieser Stelle nicht ermittelt werden.

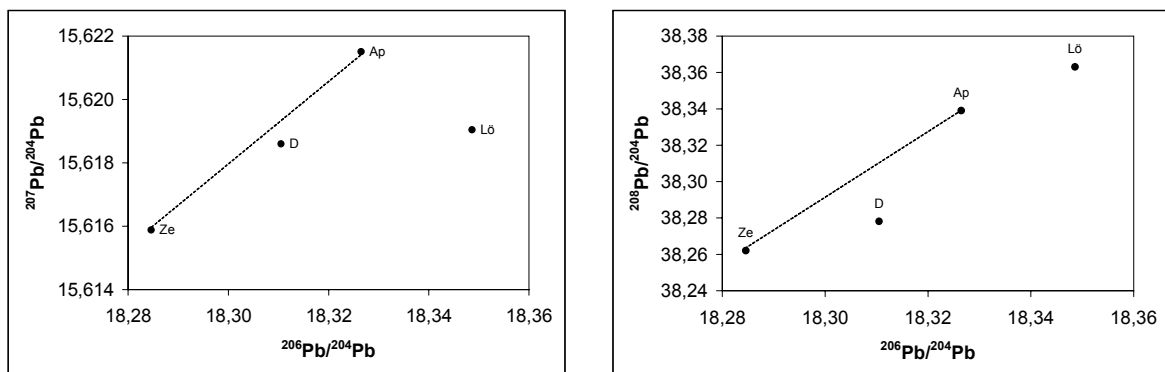


Abbildung 8.15: Dreisotopendiagramme $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ der oberen Elbeprobe (Ap: Apollensdorf/oberhalb Muldemündung, Lö: Lödderitz/zwischen Mulde- und Saalemündung, D: Dornburg/unterhalb Saalemündung, Ze: Zerben/unterhalb Magdeburg)

Das gegenüber der Mischungslinie leicht erhöhte $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und verringerte $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis am Standort Dornburg kann auf die Einmündung der Saale zurückgeführt werden, da diese die ehemaligen Uranabbaugebiete des West-Erzgebirges und Vogtlandes entwässert.

Insgesamt lässt sich für die Elbe feststellen, dass mit zunehmender Fließstrecke gegenüber der Mulde andere Faktoren überwiegen, v. a. der Eintrag von anthropogenem Blei mit niedrigem $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnis (v. a. Benzin).

In Abbildung 8.16 sind alle oberen Sedimentproben der Mulde und Elbe mit ihren $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ - und $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Verhältnissen dargestellt. Darin sind die drei bereits beschriebenen Mischungslinien enthalten (gestrichelte Linien):

- Westewitz – Löbnitz, Törten – Zaßnitz (Freiberger & Zwickauer Mulde – Vereinte Mulde)
- Törten – Lödderitz – Apollensdorf (Vereinte Mulde – Elbe)
- Apollensdorf – Dornburg – Zerben (Elbe)

Das Dreieck Löbnitz-Törten-Apollensdorf beschreibt die Mischung der voneinander unabhängigen Standorte Westewitz, Zaßnitz und Apollensdorf. Wäre die Einmündung der

Mulde der entscheidende Faktor für die Isotopie der Elbe, müssten auch die Proben Dornburg und Zerben innerhalb dieses Bereiches liegen.

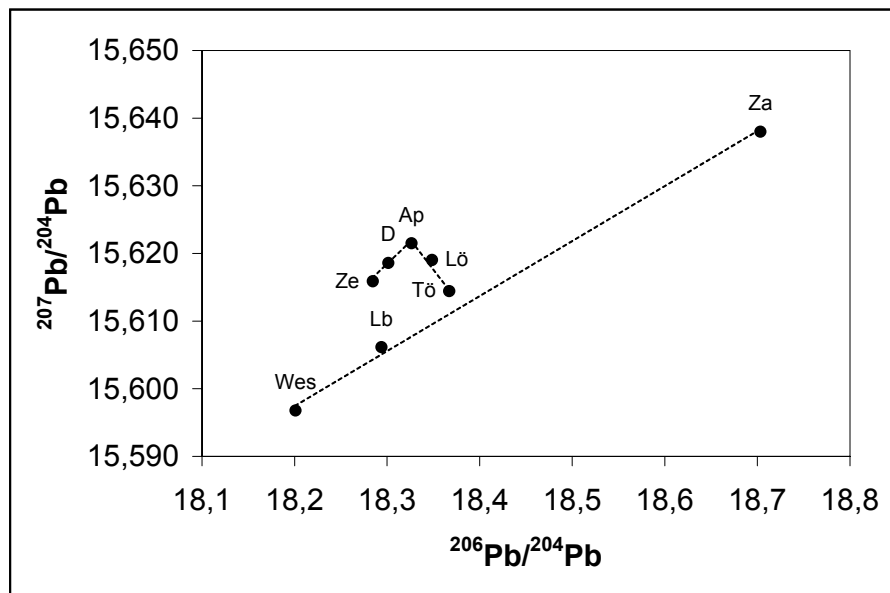


Abbildung 8.16: Dreiisotopendiagramm $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ gegen $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ der oberen Mulde- und Elbe-
proben (Wes: Westewitz/Freiburger Mulde, Za: Zaßnitz/Zwickauer Mulde, Lb: Löbnitz/Vereinte Mulde, Tö: Törten/Vereinte Mulde, Ap: Apollensdorf/Elbe oberhalb Muldemündung, Lö: Lödderitz/Elbe unterhalb Muldemündung, D: Dornburg/unterhalb Saalemündung, Ze: Zerben/unterhalb Magdeburg)

Die Anwendung der Isotopensignaturen der oberflächennahen Proben ist ein geeignetes Mittel, um die aktuelle Beeinflussung der Elbe durch die Mulde abzuschätzen. So hat sich gezeigt, dass sich die beiden Muldestandorte Zaßnitz und Westewitz in ihrer Isotopie grundlegend voneinander unterscheiden. Dies ist hauptsächlich auf die unterschiedliche bergbauliche Nutzung zurückzuführen. In der Vereinten Mulde mischen sich die beiden Quellflüsse, sodass sich auch die Isotopenverhältnisse angleichen. Die Einmündung in die Elbe bewirkt für mindestens 20 km eine Veränderung der Isotopenverhältnisse. Nach 40 km überwiegen jedoch andere Faktoren, zu denen in erster Linie die Zufuhr von anthropogenem Blei gehört, z. B. aus Benzin.

9 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit dem Schwermetall- und Arseneintrag aus der Mulde in die Elbe. Die Belastung der Mulde wird in erster Linie durch den jahrhundertelangen ehemaligen Bergbau im Erzgebirge verursacht. Weiterhin führen die fortdauernde Erosion von Abraumhalden und der Zutritt von Grubenwässern zu einem permanenten Eintrag von Schadstoffen in die Mulde.

Zur Abschätzung des Einflusses der Mulde auf die Wasser- und Sedimentqualität der Elbe wurden zunächst zwei Sediment-Tiefenprofile oberhalb der Muldeeinmündung entnommen. Weiterhin erfolgte an vier Standorten zwischen dem Mulde- und Saalezutritt sowie in unmittelbarer Nähe der Saaleeinmündung die teufenabhängige Beprobung des Elbesediments. Flussabwärts wurden fünf weitere Probennahmepunkte gewählt, wovon zwei oberhalb und drei unterhalb der Stadt Magdeburg liegen. Jeweils ein weiterer Standort befindet sich an der Freiburger und der Zwickauer Mulde, um deren verschiedenen Gegebenheiten erfassen zu können. Diese werden zum einen durch die geologische Variabilität des Erzgebirges und zum anderen durch die unterschiedliche anthropogene Überprägung verursacht. Die Vereinte Mulde wurde anhand von drei Profilen untersucht. Die Beprobungsteufe betrug meist 2 m, wobei jeweils Ruhigwasserzonen, wie z. B. Altarme aufgesucht wurden, um eine möglichst chronologische Sedimentationsabfolge vorzufinden.

Für den Standort Westewitz an der Freiburger Mulde hat sich gezeigt, dass hier unter Berücksichtigung der regionalen geogenen Hintergrundwerte eine hohe anthropogene Belastung des Sediments mit Arsen und Cadmium vorhanden ist. Die maximale Arsenkonzentration beträgt 1.310 mg/kg, sodass ein Anreicherungsfaktor von 31 vorliegt. Die Höchstwerte des Cadmiums verursachen mit 18,7 mg/kg eine Aufkonzentrierung mit dem Faktor 17. Blei ist mit 3.970 mg/kg bzw. einem Faktor von 40 ebenfalls sehr stark angereichert. Die Kontamination erfasst nahezu das gesamte Profil, sodass es sich hier um eine langandauernde Schadstoffzufuhr handelt. Da jedoch die Konzentrationsmaxima der einzelnen Elemente in unterschiedlichen Teufenstufen vorliegen, erfolgte der Eintrag zu verschiedenen Zeitabschnitten. Die Profile geben somit in gewisser Weise auch Auskunft über die Bergbaugeschichte. Der Probennahmepunkt Zaßnitz an der Zwickauer Mulde weist eine sehr starke Belastung mit Cadmium und Uran auf. Die maximale Konzentration beträgt 24,8 mg/kg für Cadmium und 141 mg/kg für Uran, woraus Anreicherungsfaktoren von 83 bzw. 34 resultieren. Im Gegensatz zur Freiburger Mulde sind hier hauptsächlich die oberen 50 cm des Sediments kontaminiert.

In der Vereinten Mulde findet ein deutlicher Rückgang der Belastung mit Arsen, Blei und Uran statt. Unverändert hoch bzw. weiter ansteigend ist die Konzentration des Cadmiums.

Oberhalb der Muldeeinmündung sind die Sedimente der Elbe bereits mit Blei und Cadmium angereichert. Durch den Zutritt der belasteten Mulde verdreifacht sich die Cadmiumkonzentration im Sediment. Bei den Elementen Arsen und Uran kommt es zu einer Verdopplung der Gehalte. Im Verlauf der Fließstrecke bis zum Zusammenfluss mit der Saale verringert sich wiederum die Aufkonzentrierung mit Cadmium und Uran, während die Arsen- und Bleiwerte weitgehend unverändert bleiben.

Die Zufuhr des Saalewassers bzw. -sediments hat einen erneuten Anstieg der Cadmium- und Urangelhalte zur Folge.

Insgesamt liegt in der Elbe unterhalb der Muldemündung jedoch nur eine geringe Anreicherung mit Arsen und Uran vor, sodass sich die starke Belastung der Freiburger bzw. Zwickauer Mulde nur in begrenztem Umfang auf die Elbe auswirkt. Der gesamte beprobte Elbeabschnitt ist bereits oberhalb der Mulde mit Blei angereichert. Die beiden Nebenflüsse verursachen zwar jeweils einen Anstieg der Konzentrationen, jedoch ist auch unterhalb der Saale eine Zunahme der Bleiwerte zu verzeichnen, die somit nicht mehr auf die bergbaulichen Folgen zurückzuführen ist.

Eine ähnliche Situation besteht für Cadmium. Da es aus der Mulde und Saale in hohem Maße eingetragen wird, liegt es in der Elbe zunächst in stark wechselnden Konzentrationen vor. Doch auch unterhalb der Stadt Magdeburg nehmen die Gehalte stetig zu, sodass sich hier andere Kontaminationsquellen auswirken. Die Gesamtgehalte überschreiten dabei den Grenzwert der Klärschlammverordnung von 10 mg/kg. Generell ist Cadmium somit ein Element, mit dem das Elbesediment hoch bzw. sehr hoch belastet ist.

Ein wesentlicher Schwerpunkt dieser Arbeit war die Ermittlung der Bindungsformen. Diese geben über die Stabilität der mineralischen Verbindungen Auskunft, sodass Aussagen über die Verfügbarkeit der Schwermetalle abzuleiten sind. Das Gefährdungspotenzial, das aufgrund einer möglichen Freisetzung der Metalle aus dem Sediment besteht, wird in erster Linie von der Stabilität der Bindungsformen der Schadstoffe kontrolliert.

Die Bindungsformen der Schwermetalle und Arsen wurden mit einem sequentiellen Elutionsverfahren in Anlehnung an FÖRSTNER [1982] ermittelt. Da die Methode hinsichtlich der Sulfidextraktion keine schlüssigen Resultate ergibt, wurde sie in der Weise modifiziert, dass die Oxidation der Sulfide intensiviert wurde. Die anschließende Extraktion verwendet das bereits zur Elution der kristallinen Oxide eingesetzte Lösungsmittel, wodurch eine plausible Extraktion der Sulfide erzielt werden konnte. Insgesamt war es so möglich, die Erfassbarkeit der sulfidischen Bindungsformen zu verbessern.

Hierbei bestätigt sich, dass Cadmium ein sehr mobiles Element ist. Sowohl in der Freiburger als auch in der Zwickauer Mulde liegt es zu mehr als 50 % in den sehr instabilen Bindungen der ersten beiden Phasen vor. Blei weist ebenfalls eine hohe Mobilität auf, weil z. T. mehr als 50 % bei einer Änderung der Milieuparameter (pH-Wert, Redoxpotenzial) leicht freisetzbar sind.

Da Arsen zu 90 % in reduzierbarer Form vorliegt, ist es gleichfalls potenziell remobilisierbar. Um die Speziation des Arsens zu bestimmen, wurde außerdem das veränderte Verfahren nach KEON [2001] angewendet. Diese Methode belegt, dass Arsen zu einem erheblichen Anteil in der mobileren adsorbierten Form vorliegt.

Mithilfe der Extraktionsmethoden konnten die Eisen- und Manganoxide und -hydroxide nicht eindeutig als Hauptbindungspartner des Arsens identifiziert werden. Das gemeinsame Vorkommen wurde jedoch anhand von Aufnahmen mit der Mikrosonde bzw. einem Rasterelektronenmikroskop bestätigt. Allerdings wurden hierbei auch eigenständige Arsenanreicherungen nachgewiesen.

Wegen der unterschiedlich starken Toxizität des Arsens in Abhängigkeit vom Oxidationszustand wurde der Anteil des vorliegenden Arsen^{III} und Arsen^V im Profil der Freiburger Mulde bestimmt. In den stark belasteten Sedimenten liegen ca. 35 % bzw. bis zu 300 mg/kg in der toxischen dreiwertigen Form vor.

Insbesondere aus den Sedimenten der Freiburger Mulde, aber auch der Zwickauer Mulde, in denen eine starke Anreicherung mit Schwermetallen und Arsen vorliegt, sind die Schadstoffe aufgrund ihrer geringen Bindungsstabilität insgesamt leicht remobilisierbar. Daher ist von einem erheblichen Gefährdungspotenzial durch die Freisetzung dieser Metalle für das flussabwärts gelegene Gebiet auszugehen.

In der Elbe ist die Mobilität der Schwermetalle vergleichsweise vermindert, da sie in Bindungen hoher Stabilität vorliegen. Somit ist das Gefährdungspotenzial dort insgesamt als gering zu bewerten.

Mithilfe der Altersdatierung im Tiefenprofil der Freiburger Mulde konnte der Beginn der Belastungszunahme auf das 11. Jahrhundert zurückgeführt werden.

Die Standorte Zaßnitz an der Zwickauer Mulde und Westewitz an der Freiburger Mulde sind eindeutig durch den ehemaligen Bergbau geprägt. Dies konnte durch Änderungen der Bleiisotopie im Tiefenprofil nachgewiesen werden. So wird die Zwickauer Mulde hauptsächlich durch die Zufuhr radiogenen Bleis beeinflusst, das aus dem Uranzerfall hervorgeht. Hier wirkt sich der nach dem zweiten Weltkrieg im westlichen Erzgebirge intensiv betriebene Uranbergbau auf die Isotopenverhältnisse des Sediments aus. Dagegen ändert sich in der Freiburger Mulde die isotopische Zusammensetzung in Abhängigkeit von den Bleigehalten.

In der Elbe ist mit einer zur Oberfläche hin zunehmenden Bleikonzentration eine gleichzeitige Abnahme des radiogenen Bleis zu verzeichnen. Dies ist vorwiegend auf die Zufuhr von Blei, das aus der Verbrennung von verbleitem Benzin stammt, zurückzuführen. Dieser Effekt wirkt sich auch nach der Einmündung der Mulde dominierend auf die Bleiisotopenverhältnisse aus.

Mithilfe von Dreiiisotopendiagrammen konnte gezeigt werden, dass die Mischung der Freiburger und Zwickauer Mulde zur Vereinten Mulde sich auch in den Bleiisotopenverhältnissen der oberflächennahen Proben widerspiegelt. Mittels dieser Diagramme lässt sich

auch die Zumischung der Sedimente der Vereinten Mulde zu denjenigen der Elbe belegen. Doch bereits nach 40 km wird die Elbeisotopie nicht mehr durch den Zutritt des Muldewassers und –sediments geprägt, sondern es überwiegen andere Faktoren. Hierzu zählt v. a. die Zufuhr anthropogenen Bleis aus der Benzinverbrennung. Insgesamt lässt sich zeigen, dass die Elbe in ihrer Bleisotopie nur gering durch die Mulde beeinflusst wird.

Aus den dargestellten Ergebnissen folgt, dass von der Freiburger und Zwickauer Mulde eine bedeutende Gefährdung aufgrund hoher Schwermetall- und Arsenkonzentrationen und deren erheblichen Mobilitäten ausgeht. Die Mulde wirkt sich jedoch nur in geringem Umfang auf die Wasser- und Sedimentqualität der Elbe aus.

Weitergehende Untersuchungen sind erforderlich, um die Quellen der Schwermetall- und Arsenkontamination in der Mulde genauer zu lokalisieren. Insbesondere die Remobilisierung von Altsedimenten birgt ein hohes Gefährdungspotenzial. Hierzu wäre eine Verdichtung der Probennahmepunkte an den Flüssen Freiburger und Zwickauer Mulde notwendig. Da die Altersbestimmung anhand von zwei Proben des Profils Westewitz/Freiburger Mulde nur ein wenig präzises Ergebnis lieferte, ist für die zeitliche Einordnung der maximalen Schadstoffemission eine detailliertere teufenabhängige Datierung hilfreich. Des Weiteren ist die genauere Ursache der Belastungszunahme in der Elbe unterhalb der Stadt Magdeburg ungeklärt.

LITERATURVERZEICHNIS

- Ackermann F., Bergmann H., Schleichert U. (1983) Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments – a question of grain size: $< 20 \mu\text{m}$ versus $< 60 \mu\text{m}$. *Environ. Technol. Lett.* **4**, 317-328
- Alloway B.J., Ayres D.C. (1996) Schadstoffe in der Umwelt. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford
- Amirbahman A., Kent D.B., Curtis G.P., Davis J.A. (2006) Kinetics of sorption and abiotic oxidation of arsenic(III) by aquifer materials. *Geochim. Cosmochim. Acta* **70**, 533-547
- Appelo C.A.J., Postma D. (2005) Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema Publishers, Leiden, 2nd ed.
- Arbeitsgruppe Boden (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Hannover, 4. Aufl.
- Baake D. (2001) Geochemisches Verhalten umweltrelevanter Elemente in stillgelegten Polysulfiderzgruben am Beispiel der Grube „Himmelfahrt“ in Freiberg/Sachsen. Diss., TU Bergakademie Freiberg
- Bachmann T.M., Friese K., Zachmann D.W. (2001) Redox and pH conditions in the water column and in the sediments of an acidic mining lake. *J. Geochem. Explor.* **73**, 75-86
- Banat K., Förstner U., Müller G. (1972) Schwermetalle in Sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. *Die Naturwissenschaften* **59** (12), 525-528
- Barth A., Jurk M., Weiß D. (1998) Concentration and distribution patterns of naturally occurring radionuclides in sediments and flood plain soils of the catchment area of the river elbe. *Wat. Sci. Tech.* **37** (6-7), 257-262
- Baumann L., Kuschka E., Seifert T. (2000) Lagerstätten des Erzgebirges. Enke, Stuttgart
- Belz J.U., Engel H., Krahe P. (2004) Das Niedrigwasser 2003 in Deutschlands Stromgebieten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **48** (4), 162-169
- Berner R.A. (1981) A new geochemical classification of sedimentary environments. *Jour. Sed. Petrology* **51** (2), 359-365
- Beuge P., Greif A., Hoppe T. et al. (1999) Die Schwermetallsituation im Muldesystem. Schlußbericht zum Fördervorhaben, Hamburg
- Bio-Rad Laboratories (Publ.) (1982) Ion Exchange Manual. Richmond
- Blanchard M., Alfredsson M., Brodholt J. et al. (2007) Arsenic incorporation into FeS_2 pyrite and its influence on dissolution: A DFT study. *Geochim. Cosmochim. Acta* **71**, 624-630

- Blume H.-P., Brümmer G. (1991) Prediction of Heavy Metal Behavior in Soil by Means of Simple Field Tests. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **22**, 164-174
- Bollhöfer A., Rosman K.J.R. (2001) Lead Isotopic Ratios in European Atmospheric Aerosols. *Phys. Chem. Earth (B)* **26** (10), 835-838
- Borovec Z. (2000) Elements in size-fractionated bottom sediments of the Elbe River in its Czech part. *Aquat. sci.* **62**, 232-251
- Boutron C.F., Görlach U., Candelone J.-P. et al. (1991) Decrease in anthropogenic lead, cadmium and zinc in Greenland snow since the late 1960s. *Nature* **353**, 153-156
- Bracke G. (1998) Bleiisotope als Tracer für Umweltbelastungen in der Uranbergbaufolgelandschaft Schlema-Alberoda/Sachsen. *Tübinger Geowiss. Arb.* (E) **5**
- Bracke G., Satir M. (1995) Lead Isotope Ratios as Fingerprints of Contaminants at the Uranium Mining Site of Schlema-Alberoda/Saxony. in: Merkel B., Hurst S., Löhnert E.P., Struckmeier W. (Eds.) Uranium-Mining and Hydrogeology. Proceedings of the International Conference and Workshop, Freiberg, Oct. 1995. Sven von Loga, Köln, 1-8
- Brookins D.G. (1988) Eh-pH-Diagrams for Geochemistry. Springer, Berlin, Heidelberg
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999. *Bundesgesetzblatt I* **36**, 1554-1582
- Cabral A.R., Lefebvre G. (1998) Use of sequential extraction in the study of heavy metal retention by silty soils. *Water Air Soil pollut.* **102**, 329-344
- Chao T.T. (1984) Use of partial dissolution techniques in geochemical exploration. *J. Geochem. Explor.* **20** (2), 101-135
- Clark M.W., Davies-McConchie F., McConchie D. et al. (2000) Selective chemical extraction and grain size normalisation for environmental assessment of anoxic sediments: validation of an integrated procedure. *Sci. Total Environ.* **258**, 149-170
- Collerson K.D., Kamber B.S., Schoenberg R. (2002) Applications of accurate, high-precision Pb isotope ratio measurement by multi-collector ICP-MS. *Chem. Geol.* **188**, 65-83
- DIN Deutsches Institut für Normung (1984) DIN 38414, Teil 4 (1984) Schlamm und Sedimente (Gruppe S): Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4).
- DIN Deutsches Institut für Normung (1993) DIN EN 26 595 Bestimmung von Arsen.
- DIN Deutsches Institut für Normung (1996) DIN ISO 10 694 Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung.
- DIN Deutsches Institut für Normung (1997) DIN ISO 11 466 Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente.
- Dörr H., Münnich K.O. (1990) Gasoline Lead in West German Soils. *Naturwissenschaften* **77**, 428-430

- Eggers B. (2004) Verteilung und Bindungsverhalten ausgewählter Schwermetalle in Auenböden der Oker und Ecker (Harzvorland). *Braunschweiger geowiss. Arb.* **27**
- Eikmann T., Kloke A. (1993) Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden – Eikmann-Kloke-Werte. *VDLUFA-Schriftenreihe* **34**
- Flussgebietsgemeinschaft Elbe (2007) Übersichtskarten der Flussgebietsgemeinschaft Elbe. unter URL: http://fgg-elbe.de/joomla/index.php?option=com_content&task=view&id=15&Itemid=48 (am 28.02.2007)
- Förstner U., Calmano W. (1982) Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschlämmen. *Vom Wasser* **59**, 83-92
- Fox P.M., Davis J.A., Zachara J.M. (2006) The effect of calcium on aqueous uranium(VI) speciation and adsorption to ferrihydrite and quartz. *Geochim. Cosmochim. Acta* **70** (6), 1379-1387
- Francesconi K.A. (2003) Complete extraction of arsenic species: a worthwhile goal? *Appl. Organometal. Chem.* **17**, 682-683
- Fuller C.C., Davis J.A., Waychunas G.A. (1993) Surface chemistry of ferrihydrite: Part 2. Kinetics of arsenate adsorption and coprecipitation. *Geochim. Cosmochim. Acta* **57** (10), 2271-2282
- Furrer R. (2000) Die Belastung der Elbe; Teil 2: Hintergrundbelastung der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe
- Furrer R., Truckenbrodt D., Müller G., Einax J.W. (1997) Bewertung der Schwermetallbelastung der Sedimente der Elbe anhand 1992 und 1994 durchgeführter Beprobungen. *Vom Wasser* **89**, 83-96
- Gäbler H.-E., Schneider J. (2000) Assessment of heavy-metal contamination of floodplain soils due to mining and mineral processing in the Harz Mountains, Germany. *Environm. Geol.* **39** (7), 774-782
- Galer S.J.G., Abouchamie W. (1998) Practical application of lead triple spiking for correction of instrumental mass discrimination. *Mineral. Mag.* **62**, 491-492
- Garcia-Manyes S., Jiménez G., Padro A. et al. (2002) Arsenic speciation in contaminated soils. *Talanta* **58**, 97-109
- Geller W., Ockenfeld K., Böhme M., Knöchel A. (Hrsg.) (2004) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht, Magdeburg
- Gibson M.J., Farmer J.G. (1986) Multi-step Sequential Chemical Extraction of Heavy Metals from Urban Soils. *Environ. Pollut. B* **11**, 117-135
- Giesemann P., Hirner A.V., Todt W. (1992) Die Verteilung der Pb-Isotope in ausgewählten Sedimentfraktionen des Ginsheimer Altrheines und des Schwarzbaches in der Nähe von Mainz. *Mitteilungen der geographischen Gesellschaft in München* **77**, 31-41
- Gong Z., Lu X., Ma M. et al. (2002) Arsenic speciation analysis. *Talanta* **58**, 77-96

- Gräfe M., Sparks D.L. (2005) Kinetics of zinc and arsenate co-sorption at the goethite-water interface. *Geochim. Cosmochim. Acta* **69** (19), 4573-4595
- Grousset F.E., Quénel C.R., Thomas B. et al. (1994) Transient Pb Isotopic Signatures in the Western European Atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* **28** (9), 1605-1608
- Gulson B.L., Mizon K.J., Korsch M.J. (1989) Lead Isotopes as Seepage Indicators around a Uranium Tailings Dam. *Environ. Sci. Technol.* **23** (3), 290-294
- Hanahan C. (2004) Dissolution of hydroxide minerals in the 1 M sodium acetate, pH 5, extracting solution in sequential extraction schemes. *Environm. Geol.* **45**, 864-868
- Hanisch C., Zerling L., Junge F.W., Czegka W. (2005) Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Math.-Naturwiss. Klasse* **64** (1), Hirzel Verlag, Stuttgart, Leipzig
- Hansmann W., Köppel V. (2000) Lead-isotopes as tracers of pollutants in soils. *Chem. Geol.* **171**, 123-144
- Hantke R. (1993) Flußgeschichte Mitteleuropas. Enke, Stuttgart
- Hiltmann W., Stribny B. (1998) Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Depositionen und Altlasten; Bd. 5: Tonmineralogie und Bodenphysik. Springer, Berlin, Heidelberg
- Hollibaugh J.T., Carini S., Gürleyük H. et al. (2005) Arsenic speciation in Mono Lake, California: Response to seasonal stratification and anoxia. *Geochim. Cosmochim. Acta* **69** (8), 1925-1937
- Hong S., Candelone J.-P., Patterson C.C., Boutron C.F. (1994) Greenland Ice Evidence of Hemispheric Lead Pollution Two Millennia Ago by Greek and Roman Civilizations. *Science* **265**, 1841-1843
- Hoppe T. (1995) Geochemische Untersuchungen an Gewässern und ihren Sedimenten im Einzugsgebiet der Mulde. Diss., TU Bergakademie Freiberg
- Hopper J.F., Ross H.B., Sturges W.T., Barrie L.A. (1991) Regional source discrimination of atmospheric aerosols in Europe using the isotopic composition of lead. *Tellus* **43B**, 45-60
- Horn P., Hölzl S., Schaaf P. (1993) Pb- und Sr-Isotopensignaturen als Herkunftsindikatoren für anthropogene und geogene Kontaminationen. *Isotopenpraxis* **28**, 263-272
- Huang J.-H., Matzner E. (2006) Dynamics of organic and inorganic arsenic in the solution phase of an acidic fen in Germany. *Geochim. Cosmochim. Acta* **70**, 2023-2033
- Jakob G., Dunemann L., Zachmann D., Brasser T. (1990) Untersuchungen zur Bindungsform von Schwermetallen in ausgewählten Abfällen. *AbfallwirtschaftsJournal* **2** (7/8), 451-457
- Kempe S. (1992) Die Elbe – ein geologischer Blick. in: Deutsches Historisches Museum Berlin (Hrsg.) Die Elbe – Ein Lebenslauf. Berlin

- Keon N.E., Swartz C.H., Brabander D.J. et al. (2001) Validation of an Arsenic Sequential Extraction Method for Evaluating Mobility in Sediments. *Environ. Sci. Technol.* **35** (13), 2778-2784
- Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 06.03.1997. *Bundesgesetzblatt I*, 446
- Kober B., Wessels M., Bollhöfer A., Mangini A. (1999) Pb isotopes in sediments of Lake Constance, Central Europe constrain the heavy metal pathways and the pollution history of the catchment, the lake and regional atmosphere. *Geochim. Cosmochim. Acta* **63** (9), 1293-1303
- Korkisch J. (1989) Handbook of Ion Exchange Resins: Their Application to Inorganic Analytical Chemistry. CRC. Press, Boca Raton
- Kraft C. (2002) Auswirkungen von Schwermetallemissionen nach Unfällen im rumänischen Bergbau auf das Sediment der Flüsse Szamos und Theiß. Dipl.-Arbeit, TU Braunschweig, unveröff.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1998a) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Band 1: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben. Kulturbuchverlag Berlin, Berlin
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1998b) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Band 2: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben. Kulturbuchverlag Berlin, Berlin
- Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2001) Topographische Karte 1:50.000. Dornier GmbH
- Landesvermessungsamt Sachsen, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2004) Topographische Karte 1:50.000. Dornier GmbH
- Langmuir D. (1978) Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. *Geochim. Cosmochim. Acta* **42** (6), 547-569
- Langmuir D., Mahoney J., Rowson J. (2006) Solubility products of amorphous ferric arsenate and crystalline scorodite ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) and their application to arsenic behavior in buried mine tailings. *Geochim. Cosmochim. Acta* **70** (12), 2942-2956
- Li Y.-H. (2000) A compendium of geochemistry. Princeton University Press, New Jersey
- Martin M., Beuge P., Kluge A. et al. (1994) Grubenwässer des Erzgebirges – Quellen von Schwermetallen in der Elbe. *Spektrum der Wissenschaft* **5**, 102-107
- Matschullat J., Ellminger F., Agdemir N. et al. (1997) Overbank sediment profiles – evidence of early mining and smelting activities in the Harz mountains, Germany. *Appl. Geochem.* **12** (1), 105-114
- Merian E., Anke M., Ihndt M., Stoeppler M. (Eds) (2004) Elements and their Compounds in the Environment. Wiley-VCH, Weinheim
- Metzger R. (1999) Anwendung von Pb-Isotopensignaturen als Indikatoren für die Herkunft und Mobilität von Schwermetallen im ehemaligen Pb-Zn-Bergbaugebiet Stolberg/Rheinland. *Aachener Geowiss. Beiträge* **31**, 220

- Mielke H.W. (1997) Urbane Geochemie: Prozesse, Muster und Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. in: Matschullat J., Tobschall H.J., Voigt H.-J. (Hrsg.) Geochemie und Umwelt. Springer, Berlin, Heidelberg, 169-179
- Miller F. (2005) Elektrochemische Speziation und Charakterisierung von Gewässerinhaltsstoffen. Diss., Universität Hamburg
- Moldovan B.J., Jiang D.T., Hendry M.J. (2003) Mineralogical Characterization of Arsenic in Uranium Mine Tailings Precipitated from Iron-Rich Hydrometallurgical Solutions. *Environ. Sci. Technol.* **37** (5), 873-879
- Müller A., Hanisch C., Zerling L., Lohse M., Walther A. (1998) Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. *Abhandlungen der sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Math.-Naturwiss. Klasse* **58** (6), Akademie Verlag, Berlin
- Müller G. (1979) Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971. *Umschau* **79**, 778-783
- Müller G. (1985) Unseren Flüssen geht's wieder besser. *Bild der Wissenschaft* **22** (10), 75
- Murozumi M., Chow T.J., Patterson C. (1969) Chemical concentrations of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata. *Geochim. Cosmochim. Acta* **33**, 1247-1294
- Murray K.S., Cauvet D., Lybeer M., Thomas J.C. (1999) Particle Size and Chemical Control of Heavy Metals in Bed Sediment from the Rouge River, Southeast Michigan. *Environ. Sci. Technol.* **33**, 987-992
- Ng A., Patterson C. (1981) Natural concentrations of lead in ancient Arctic and Antarctic ice. *Geochim. Cosmochim. Acta* **45**, 2109-2121
- Norra S., Berner Z.A., Agarwala P. et al. (2005) Impact of irrigation with As rich groundwater on soil and crops: A geochemical case study in West Bengal Delta Plain, India. *Appl. Geochem.* **20**, 1890-1906
- Orero Iserte L., Roig-Navarro A.F., Hernández F. (2004) Simultaneous determination of Arsenic and Selenium species in phosphoric acid extraction of sediment samples by HPLC-ICP-MS. *Anal. Chim. Acta* **527**, 97-104
- Ouvrard S., de Donato P., Simonnot M.O. et al. (2005) Natural manganese oxide: Combined analytical approach for solid characterization and arsenic retention. *Geochim. Cosmochim. Acta* **69** (11), 2715-2724
- Percival J.B., Torrance J.K., Bell K. (1990) On the Development of a Sequential Extraction Procedure with Application to Leachability Problems. in: Gadsby J.W., Malick J.A., Day S.J. (Eds.) Acid Mine Drainage: Designing for Closure. BiTech Publ., Vancouver, 51-62
- Pongratz R. (1998) Arsenic speciation in environmental samples of contaminated soil. *Sci. Total Environ.* **224**, 133-141

- Prange A., Aulinger A., Böddeker H. et al. (1997) Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen. Teilprojekt 2: Schwermetalle - Schwermetall-Spezies. Endbericht. Geesthacht
- Prange A., Furrer R., Einax J.W. et al. (2000) Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.) GFA, Hennef
- Quevauviller P., Rauret G., Muntau H. et al. (1994) Evaluation of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments. *Fresenius J. Anal. Chem.* **349**, 808-814
- Rank G. (2004) Arsen- und Schwermetallbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Auguthochwasser 2002 in Sachsen. *Wasser und Abfall* **3**, 34-40
- Rauret G. (1989) Optimization of Tessier Procedure for Metal Solid Speciation in River Sediments. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **36**, 69-83
- Rehkämper M., Mezger K. (2000) Investigation of matrix effects for Pb isotope ratio measurements by multiple collector ICP-MS: verification and application of optimized analytical protocols. *J. Anal. At. Spectrom.* **15**, 1451-1460
- Ryan J.N., Gschwend P.M. (1991) Extraction of iron oxides from sediments using reductive dissolution by Titanium(III). *Clays and Clay Minerals* **39** (5), 509-518
- Satir M., Bracke G. (1997) Radiogene Isotope in der Umweltforschung. in: Matschullat J., Tobschall H.J., Voigt H.-J. (Hrsg.) Geochemie und Umwelt. Springer, Berlin, Heidelberg, 203-219
- Saucke U., Rommel J., Brauns J. (1999) Die Geologie der Elbe. in: Forschungsverbund Elbe-Ökologie (Hrsg.) Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue, 04.-07.05.1999, Wittenberge. Karlsruhe, 50-54
- Scheffer F., Schachtschabel P., Blume H.-P. et al. (1998) Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke, Stuttgart, 14. Aufl.
- Schütz L., Rahn K.A. (1982) Trace-element concentrations in erodible soils. *Atmos. Environ.* **16** (1), 171-176
- Shotyk W., Weiss D., Alleby P.G. et al. (1998) History of Atmospheric Lead Deposition Since 12,370 ¹⁴C yr BP from a Peat Bog, Jura Mountains, Switzerland. *Science* **281**, 1635-1640
- Simon M. (1993) Die Belastung der Elbe und ihrer Hauptnebenflüsse auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. *Wasserwirtschaft/Wassertechnik* **41** (1), 23-27
- Singh S.P., Tack F.M., Verloo G. (1998) Heavy Metal Fractionation and Extractability in dredged Sediment derived Surface Soils. *Water Air Soil Pollut.* **102**, 313-328
- Stüben D., Berner Z., Chandrasekharam D., Karmakar J. (2003) Arsenic enrichment in groundwater of West Bengal, India: geochemical evidence for mobilization of As under reducing conditions. *Appl. Geochem.* **18**, 1417-1434

- Swartz C. H., Keon Blute N., Badruzzman B. et al. (2004) Mobility of Arsenic in a Bangladesh aquifer: Inference from geochemical profiles, leaching data, and mineralogical characterization. *Geochim. Cosmochim. Acta* **68** (22), 4539-4557
- Tareq S.M., Safiullah S., Anawar H.M. et al. (2003) Arsenic pollution in groundwater: a self-organizing complex geochemical process in a deltaic sedimentary environment, Bangladesh. *Sci. Total Environ.* **313**, 213-226
- Tent L. (1983) Schwermetalle in Schwebstoffen und Sedimenten des Hamburger Elbe-bereichs. *Vom Wasser* **61**, 99-109
- Teutsch N., Erel Y., Halicz L., Banin A. (2001) Distribution of natural and anthropogenic lead in Mediterranean soils. *Geochim. Cosmochim. Acta* **65**, 2853-2864
- Ure A.M., Davidson C.M. (Eds.) Chemical Speciation in the Environment. Blackwell Science, Oxford, 2002, 2nd ed.
- van der Veen A. (2004) Schwefelspeziation und assoziierte Metalle in rezenten Sedimenten. *Braunschweiger geowiss. Arb.* **26**
- Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung, TrinkwV) vom 21.05.2001. *Bundesgesetzblatt I* **24**, 959-980
- Walter R. (1992) Geologie von Mitteleuropa. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Weiss D., Kober B., Dolgoplova A. et al. (2004) Accurate and precise Pb isotope ratio measurements in environmental samples by MC-ICP-MS. *Int. J. Mass Spectrom.* **232**, 205-215
- White W.M., Albarède F., Télouk P. (2000) High precision analysis of Pb isotope ratios by multi-collector ICP-MS. *Chem. Geol.* **167**, 257-270
- Wismut GmbH (1999) Chronik der Wismut. Wismut GmbH, Chemnitz
- Zachmann D.W. (1994a) Tonmineralogie für den Dichtungsbau. in: Rodatz, W. (Hrsg.) Geotechnische Probleme im Deponie- und Dichtwandbau. *Mitteilung des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik TU Braunschweig* **43**, 253-276
- Zachmann D.W., Block R. (1994b) Studies of the availability of toxic heavy elements in soils and sediments in the vicinity of a lead smelting site (Germany). *Water, Air and Soil Pollution* **78**, 317-334
- Zeien H. (1995) Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* **17**, Bonn
- Zerling L., Müller A., Jendryschik K. et al. (2001) Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffsenke. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Math.-Naturwiss. Klasse* **59** (4), Hirzel Verlag, Stuttgart, Leipzig

ANHANG

A	Belastungsklassen, Probenbeschreibungen, Vorversuche	168
A.1	Belastungsklassen	168
A.2	Probenlage und -beschreibung	171
A.2.1	Lage der Probennahmestandorte	171
A.2.2	Beschreibung der Tiefenprofile	172
A.3	Vorversuche	190
B	Messdaten der Wasser- und Flutproben	194
B.1	Wasserproben	194
B.2	Flutproben	196
C	Messdaten der Tiefenprofile	197
C.1	Allgemeine Eigenschaften	197
C.2	Gesamtgehalte der Elbe-Proben (< 63 µm)	215
C.3	Gesamtgehalte der Mulde-Proben (< 63 µm)	235
C.4	Gesamtgehalte der Elbe-Proben (< 20 µm)	252
C.5	Bindungsformanalyse nach FÖRSTNER	255
C.6	Bindungsformanalyse nach KEON	263
C.7	As ^{III} -/As ^V -Bestimmung	266

A Belastungsklassen, Probenbeschreibungen, Vorversuche

A.1 Belastungsklassen

Tabelle A.1: Klassen des Geoakkumulationsindex nach MÜLLER [1979]

I_{geo}	relative Anreicherung	Wortlaut
0	< 1,5	praktisch unbelastet
1	3	unbelastet bis mäßig belastet
2	6	mäßig belastet
3	12	mäßig bis stark belastet
4	24	stark belastet
5	48	stark bis übermäßig belastet
6	> 48	übermäßig belastet

Tabelle A.2: Klassifizierung von Schwermetallen und As in Sedimenten (< 20 µm) nach MÜLLER [1979]

I_{geo}	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	U
	[mg/kg]								
TGS	13	0,3	19	90	45	68	20	95	3,7
0	19,5	0,45	28,5	135	67,5	102	30	142,5	5,55
1	39	0,9	57	270	135	204	60	285	11,1
2	78	1,8	114	540	270	408	120	570	22,2
3	156	3,6	228	1080	540	816	240	1140	44,4
4	312	7,2	456	2160	1080	1632	480	2280	88,8
5	624	14,4	912	4320	2160	3264	960	4560	178
6	> 624	> 14,4	1824	> 4320	> 2160	> 3264	> 960	> 4560	355

(TGS: Tongesteinsstandard nach TUREKIAN [1963], Fraktion < 2 µm)

Tabelle A.3: Klassifizierung von Schwermetallen und As in Sedimenten (< 20 µm) nach LAWA [1998a, 1998b]

Klasse	As	Cd	Cr	Cu [mg/kg]	Ni	Pb	Zn
I	5	0,3	80	20	30	25	100
I-II	15	0,6	90	40	40	50	150
II	30	1,2	100	60	50	100	200
II-III	60	2,4	200	120	100	200	400
III	120	4,8	400	240	200	400	800
III-IV	240	9,6	800	480	400	800	1.600
IV	> 240	> 9,6	> 800	> 480	> 400	> 800	> 1.600

Tabelle A.4: Klassifizierung von Schwermetallen und As in Sedimenten der Elbe (< 20 µm) [PRANGE, 1997]

Klasse	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	U	Zn	Sb	Th
	[mg/kg]										
I	24	0,4	19	117	32	53	29	6,5	150	1,7	15
I - II	50	1,3	33	136	42	66	47	14	187	2,7	19
II	96	1,6	76	468	128	212	116	26	600	6,8	60
II - III	192	3,2	152	936	256	424	232	52	1.200	14	120
III	384	6,4	304	1.872	512	848	464	104	2.400	27	240
III - IV	768	13	608	3.744	1.024	1.696	928	208	4.800	54	480
IV	> 768	> 13	> 608	> 3.744	> 1.024	> 1.696	> 928	> 208	> 4.800	> 54	> 480

Tabelle A.5: Klassifizierung von Schwermetallen und As in Sedimenten der Freiburger Mulde (< 20 µm, FURRER, 2000)

Klasse	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	U	Zn
[mg/kg]									
I	42	1,1	16	53	26	30	100	3,1	170
I - II	170	4,1	28	97	290	66	630	13	360
II	168	4,4	64	212	104	120	400	12	680
II - III	336	8,8	128	424	208	240	800	25	1.360
III	672	18	256	848	416	480	1.600	50	2.720
III - IV	1.344	35	512	1.696	832	960	3.200	99	5.440
IV	> 1.344	> 35	> 512	> 1.696	> 832	> 960	> 3.200	> 99	> 5.440

Tabelle A.6: Klassifizierung von Schwermetallen und As in Sedimenten der Zwickauer Mulde (< 20 µm, FURRER, 2000)

Klasse	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	U	Zn
[mg/kg]									
I	24	0,3	11	39	30	34	44	4,2	110
I - II	130	3,2	40	71	56	53	110	27	260
II	96	1,2	44	156	120	136	176	17	440
II - III	192	2,4	88	312	240	272	352	34	880
III	384	4,8	176	624	480	544	704	67	1.760
III - IV	768	9,6	352	1.248	960	1.088	1.408	134	3.520
IV	> 768	> 9,6	> 352	> 1.248	> 960	> 1.088	> 1.408	> 134	> 3.520

Tabelle A.7: Klassifizierung von Schwermetallen und As in Sedimenten der Vereinten Mulde (< 20 µm, FURRER, 2000)

Klasse	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	U	Zn
[mg/kg]									
I	46	0,8	12	50	34	39	43	7,0	260
I - II	91	1,5	16	59	50	43	200	8,0	340
II	184	3,2	48	200	136	156	172	28	1.040
II - III	368	6,4	96	400	272	312	344	56	2.080
III	736	13	192	800	544	624	688	112	4.160
III - IV	1.472	26	384	1.600	1.088	1.248	1.376	224	8.320
IV	> 1.472	> 26	> 384	> 1.600	> 1.088	> 1.248	> 1.376	> 224	> 8.320

A.2 Probenlage und -beschreibung

A.2.1 Lage der Probennahmestandorte

Tabelle A.8: Koordinaten der Probennahmestellen

	Standort	Länge	Breite
Elbe	Kienberge	12° 36' 47" O	51° 50' 52" N
	Apollensdorf	12° 32' 44" O	51° 52' 10" N
	Dessau	12° 10' 38" O	51° 51' 26" N
	Aken/Ost	12° 07' 42" O	51° 51' 46" N
	Aken	12° 04' 04" O	51° 51' 30" N
	Lödderitz	11° 59' 29" O	51° 53' 34" N
	Alt Tochheim	11° 56' 45" O	51° 56' 00" N
	Dornburg	11° 52' 29" O	52° 01' 47" N
	Ranies	11° 50' 16" O	52° 00' 55" N
	Gerwisch	11° 42' 17" O	52° 11' 02" N
	Schartau	11° 46' 50" O	52° 17' 37" N
	Zerben	11° 55' 46" O	52° 22' 05" N
Mulde	Westewitz	13° 00' 51" O	51° 08' 29" N
	Zaßnitz	12° 47' 33" O	51° 02' 34" N
	Löbnitz	12° 26' 50" O	51° 36' 26" N
	Möst	12° 17' 50" O	51° 45' 55" N
	Törten 1	12° 16' 36" O	51° 47' 59" N
	Törten 2	12° 16' 35" O	51° 47' 56" N

A.2.2 Beschreibung der Tiefenprofile

Elbe

Tabelle A.9: Profilbeschreibung Kienberge

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Sediment mit Gräsern
5 - 10	Sediment, Wurzeln, Holz
10 - 15	bindig, durchwurzelt, schwarzbraun
15 - 20	bindig, durchwurzelt, schwarzbraun
20 - 25	toniger Schluff, braun
25 - 30	toniger Schluff, schwach durchwurzelt, braun, marmoriert
30 - 35	toniger Schluff, braun, rostfleckig
35 - 40	toniger Schluff, braun, rostfleckig
40 - 45	toniger Schluff, braun, rostfleckig
45 - 50	toniger Schluff, rostfleckig
50 - 60	toniger Schluff, rostfleckig
60 - 70	toniger Schluff, rostfleckig
70 - 80	toniger Schluff, rostfleckig
80 - 90	toniger Schluff, rostfleckig
90 - 100	toniger Schluff, rostfleckig
100 - 110	toniger Schluff, rostfleckig
110 - 120	toniger Schluff, graublau
120 - 130	toniger Schluff, graublau
130 - 140	toniger Schluff, dunkelbraun, Holzstücke
140 - 150	toniger Schluff, dunkelbraun, Holzstücke
150 - 160	toniger Schluff, dunkelbraun, Holzstücke
160 - 165	toniger Schluff, dunkelbraun, Holzstücke
165 - 170	toniger Schluff, braun, grau marmoriert
170 - 180	toniger Schluff, braun, rostfleckig
180 - 190	toniger Schluff, braun, rostfleckig
190 - 200	toniger Schluff, sandig, dunkelbraun

Tabelle A.10: Profilbeschreibung Apollensdorf

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Flutsedimente, Gras
5 - 10	Boden, Gras, Wurzeln
10 - 15	bindig, durchwurzelt, braun, schwarz gefleckt
15 - 20	bindig, schwach durchwurzelt, dunkelbraun,
20 - 25	Übergang zu hellbrauner Zone, rostfleckig
25 - 30	bindig, braun, rostfleckig
30 - 35	bindig, braun, rostfleckig
35 - 40	bindig, braun, rostfleckig
40 - 45	bindig, braun, rostfleckig
45 - 50	bindig, braun, rostfleckig
50 - 60	bindig, braun, rostfleckig
60 - 70	bindig, braun, rostfleckig
70 - 80	bindig, braun, rostfleckig
80 - 90	bindig, braun, zunehmend rostfleckig
90 - 100	bindig, braun, zunehmend rostfleckig
100 - 110	toniger Schluff, braun, rostfleckig
110 - 120	toniger Schluff, braun, rostfleckig
120 - 130	toniger Schluff, braun, rostfleckig
130 - 140	toniger Schluff, braun, rostfleckig
140 - 150	toniger Schluff, braun, rostfleckig
150 - 160	toniger Schluff, braun, rostfleckig
160 - 170	toniger Schluff, grau, rostfleckig
170 - 180	toniger Schluff, grau, rostfleckig
180 - 190	toniger Schluff, grau, rostfleckig
190 - 200	toniger Schluff, grau, rostfleckig

Tabelle A.11: Profilbeschreibung Dessau/Kühnauer See

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Schlamm, Blätter, schwarz, H ₂ S
5 - 10	Schlamm, Blätter, Wurzeln, schwarz, H ₂ S
10 - 15	Schlamm, bindig, Wurzeln, schwarz, H ₂ S
15 - 20	Wurzeln, bindig, braun
20 - 25	Wurzeln, bindig, braun
25 - 30	Wurzeln, bindig, braun, Holzstücke
30 - 35	bindig, schwarz
35 - 40	bindig, schwarz
40 - 45	bindig, mit Sand, schwarz
45 - 50	sandig, schwarz
50 - 60	sandig, schwarz
60 - 70	sandig, schwarz
70 - 80	Sand, hell
80 - 90	Sand, hell, ab 85 Kernverlust
90 - 100	Kernverlust
100 - 110	Sand, schwarzgrau
110 - 120	Sand, grau
120 - 130	Sand, grau
130 - 140	Sand, grau
140 - 150	Sand, hellbraun
150 - 160	Sand, graubraun
160 - 170	Sand, grau
170 - 180	Sand, bindig, grau
180 - 190	Kernverlust
190 - 200	Kernverlust

Tabelle A.12: Profilbeschreibung Aken/Ost

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Blätter, Stängel
5 - 10	durchwurzelter Oberboden
10 - 15	Sand, Humus, Kies, durchwurzelt
15 - 20	Sand, rostfleckig, durchwurzelt
20 - 25	Sand, rostfleckig, schwach durchwurzelt
25 - 30	Sand, rostfleckig, schwach durchwurzelt
30 - 35	Sand, rostfleckig, schwach durchwurzelt
35 - 40	Sand, bindig, rostfleckig, schwach durchwurzelt
40 - 45	Sand, bindig, rostfleckig, schwach durchwurzelt
45 - 50	Sand, bindig
50 - 60	Sand, bindig
60 - 70	toniger Schluff, rostfleckig
70 - 80	toniger Schluff, rostfleckig
80 - 90	toniger Schluff, hellbraun
90 - 100	toniger Schluff, hellbraun
100 - 110	Sand
110 - 120	toniger Schluff, rostfleckig, braun
120 - 130	toniger Schluff, rostfleckig, blaugrau
130 - 140	toniger Schluff, rostfleckig, blaugrau
140 - 150	toniger Schluff, rostfleckig, blaugrau
150 - 160	toniger Schluff, rostfleckig, braun
160 - 170	toniger Schluff, rostfleckig, braun
170 - 180	toniger Schluff, rostfleckig, braun
180 - 190	Sand
190 - 200	Kernverlust

Tabelle A.13: Profilbeschreibung Aken

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Humus, Wurzeln, Laub
5 - 10	Humus, Wurzeln, Laub
10 - 15	Humus, bindige Anteile, Wurzeln, rostfleckig
15 - 20	Humus, Sand, bindige Anteile
20 - 25	zunehmend bindig, rostfleckig
25 - 30	bindig, rostfleckig
30 - 35	zunehmend sandig, bindig, rostfleckig
35 - 40	bindiger Sand
40 - 45	grober Sand
45 - 50	Sand, braun
50 - 60	Sand, braun
60 - 70	Sand, braun
70 - 80	Sand, braun
80 - 90	Kernverlust
90 - 100	Kernverlust
100 - 110	Sand, braun
110 - 120	Sand, braun
120 - 130	Sand, braun
130 - 140	Sand, braun
140 - 150	Sand, braun
150 - 160	Kernverlust
160 - 170	Kernverlust
170 - 180	Kernverlust
180 - 190	Kernverlust
190 - 200	Kernverlust

Tabelle A.14: Profilbeschreibung Lödderitz

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Oberboden, mit Blättern
5 - 10	Oberboden, mit Blättern
10 - 15	Oberboden, mit Blättern, bindige Anteile
15 - 20	bindig, durchwurzelt
20 - 25	bindig, schwach durchwurzelt
25 - 30	Schluff, bindig, schwach durchwurzelt
30 - 35	bindig, braun, marmoriert
35 - 40	bindig, braun, marmoriert, wenig Pflanzenreste
40 - 45	bindig, braun, marmoriert, wenig Pflanzenreste
45 - 50	toniger Schluff, schwarzgrau, rostfleckig
50 - 60	toniger Schluff, schwarzgrau, rostfleckig
60 - 70	toniger Schluff, schwarzgrau, rostfleckig
70 - 80	toniger Schluff, schwarzgrau, rostfleckig
80 - 90	toniger Schluff, grau
90 - 100	toniger Schluff, grau
100 - 110	sandig, tonig, graublau, rostfleckig
110 - 120	helle Sand-Schlieren, bindig, graubraun
120 - 130	Sand, hellbraun, bindige Anteile
130 - 140	Sand, graublaue Anteile
140 - 150	Sand, graublaue Anteile
150 - 160	Sand, hell, graue Partien
160 - 170	Sand, hell, graue Partien
170 - 180	Sand, hell, graue Partien
180 - 190	Sand, grau
190 - 200	Sand, braune Partien

Tabelle A.15: Profilbeschreibung Alt Tochheim

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Blätter, verrottet, Humus
5 - 10	Blätter, verrottet, wenige bindige Anteile
10 - 15	Schluff, Blätter, verrottet, zunehmend bindige Anteile
15 - 20	schluffiger Sand, bindig, durchwurzelt, Blätter
20 - 25	bindig, schwach durchwurzelt
25 - 30	bindig, mit Schluff, schwach durchwurzelt
30 - 35	schluffiger Sand, bindig, braun, marmoriert
35 - 40	schluffiger Sand, bindig, braun, marmoriert, wenige Pflanzenreste
40 - 50	schluffiger Sand, grau
50 - 60	toniger Schluff, grau
60 - 70	Sand, mit toniger Schluff, grau
70 - 80	schluffiger Sand, rostfleckig, grau
80 - 90	oben: Sand, grau, unten: toniger Schluff
90 - 100	toniger Schluff, graubraun
100 - 110	Schluff, bindig, graubraun
110 - 120	oben: sandig, unten: Schluff, bindig, schwarzgrau gefleckt
120 - 130	Schluff, bindig, schwarzgrau gefleckt
130 - 140	Schluff, bindig, schwarzgrau gefleckt
140 - 150	Schluff, bindig, braun, schwarzgrau gefleckt
150 - 160	oben: Schluff, bindig, unten: schluffiger Sand
160 - 170	schluffiger Sand, grau
170 - 180	Sand, grau
180 - 190	toniger Schluff, schwarzgrau
190 - 200	toniger Schluff, schwarzgrau

Tabelle A.16: Profilbeschreibung Dornburg

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Oberboden/Schluff, bindig, Pflanzenanteile, Humus, schwarzgrau
5 - 10	Oberboden, Blätter, Wurzeln, schwarzgrau
10 - 15	durchwurzelt, Schluff, bindige Anteile, Humus, schwarzgrau
15 - 20	bindig, schwach durchwurzelt, graubraun
20 - 25	sandiger Schluff, bindige Anteile, schwach durchwurzelt, graubraun
25 - 30	braun, marmoriert, rostfleckig
30 - 35	sandiger Schluff, tonig, braun, marmoriert
35 - 40	sandiger Schluff, tonig, zunehmend Sandanteile
40 - 50	sandiger Schluff, braun
50 - 60	sandiger Schluff, bindige Anteile
60 - 70	schluffiger Sand, braun
70 - 80	sandiger Schluff, bindig, graubraun
80 - 90	toniger Schluff, graubraun
90 - 100	toniger Schluff, braun
100 - 110	bindig, oben: sandig, braun
110 - 120	bindig, braun
120 - 130	oben: bindig, unten: Sand
130 - 140	oben: Sand, unten: bindig
140 - 150	bindig, obere 3 cm Sand
150 - 160	bindig, grau
160 - 170	Sand, grau
170 - 180	schluffiger Sand, grau
180 - 190	schluffiger Sand, grau
190 - 200	Schluff, bindig, grau

Tabelle A.17: Profilbeschreibung Ranies

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Streu, Humus, schluffiger Sand
5 - 10	durchwurzelter Boden, schluffiger Sand, sandig
10 - 15	Sand, schluffiger Sand, bindige Anteile, Humus, dunkelgrau
15 - 20	schluffiger Sand, zunehmend sandig, dunkelgrau
20 - 30	Sand mit Feinkies, vereinzelt bindige Anteile
30 - 40	Sand mit Feinkies, vereinzelt bindige Anteile
40 - 50	Sand mit Feinkies, vereinzelt bindige Anteile
50 - 60	Sand mit Feinkies
60 - 70	Sand mit Feinkies, braun
70 - 80	Kernverlust
80 - 90	Kernverlust
90 - 100	Kernverlust
100 - 110	Kernverlust
110 - 120	Kernverlust
120 - 130	Kernverlust
130 - 140	Sand
140 - 150	Sand
150 - 160	Sand
160 - 170	Übergang Sand zu Schluff, bindig, braun,
170 - 180	Schluff, bindig, braun
180 - 190	Schluff, bindig, braun
190 - 200	bindig, grau, marmoriert
200 - 210	schluffiger Sand, hellbraun

Tabelle A.18: Profilbeschreibung Gerwisch

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Wurzeln, braun
5 - 10	durchwurzelt, schwarz
10 - 15	sandreich, hellbraun
15 - 20	sandreich, hellbraun
20 - 23	sandreich, hellbraun
23 - 28	(fetter) toniger Schluff, grau
28 - 33	toniger Schluff
33 - 36	toniger Schluff, grau
36 - 41	toniger Schluff, grau; Übergang in Sand
41 - 50	humusreicher Sand, schwarz
50 - 60	humusreicher Sand, schwarz
60 - 70	humusreicher Sand, schwarz
70 - 75	bindige Anteile, ab 75 cm Kernverlust
75 - 90	Kernverlust
90 - 100	Kernverlust
100 - 120	humusreicher Sand, schwarz; evtl. Nachfall aus oberen Schichten (?)
120 - 140	humusreicher Sand, schwarz; evtl. Nachfall aus oberen Schichten (?)
140 - 150	Kernverlust
150 - 160	Kernverlust
160 - 170	Kernverlust
170 - 180	Kernverlust
180 - 190	Kernverlust
190 - 200	Kernverlust

Tabelle A.19: Profilbeschreibung Schartau

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 3	Wurzeln, bindig, feucht
3 - 8	bindig, braun
8 - 15	bindig, braun
15 - 20	bindig, braun, schwarze Schlieren
20 - 25	bindig, sandig, schwarz, braune Schlieren
25 - 32	bindig, sandig, schwarz
32 - 37	bindiger Sand, Kiesanteile
37 - 42	Sand, humusreich, schwarz
42 - 50	kiesiger Sand
50 - 56	kiesiger Sand
56 - 70	kiesiger Sand
70 - 80	Kernverlust
80 - 90	Kernverlust
90 - 100	Kernverlust
100 - 110	Kernverlust
110 - 120	Kernverlust
120 - 130	Kernverlust
130 - 140	Kernverlust
140 - 150	Kernverlust
150 - 160	Kernverlust
160 - 170	Kernverlust
170 - 180	Kernverlust
180 - 190	Kernverlust
190 - 200	Kernverlust

Tabelle A.20: Profilbeschreibung Zerben

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Schlick, braun
5 - 10	Schlick, braun
10 - 15	Schlick, braun
15 - 20	Schlick, braun
20 - 25	Schlick, schwarz
25 - 30	Schlick, schwarz
30 - 35	bindig, schwarz
35 - 40	bindig, schwarz
40 - 45	bindig, schwarz
45 - 50	bindig, schwarz, braune Schlieren
50 - 60	bindig, schwarzbraune Schlieren
60 - 70	Sand, schwarz
70 - 80	Schlick, schwarz
80 - 90	Schlick, schwarz
90 - 100	bindig, schwarz
100 - 110	schluffiger Sand, schwarz
110 - 120	schluffiger Sand, schwarz
120 - 130	schluffiger Sand, schwarz
130 - 140	Kernverlust
140 - 150	Kernverlust
150 - 160	Kernverlust
160 - 170	Kernverlust
170 - 180	Kernverlust
180 - 190	Kernverlust
190 - 200	Kernverlust

Mulde

Tabelle A.21: Profilbeschreibung Zaßnitz

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Sand, schluffig, dunkelbraun; Blätter, Wurzeln
5 - 10	Sand, schluffig, dunkelbraun; Blätter, Wurzeln
10 - 15	Sand, schluffig, dunkelbraun; Blätter, Wurzeln
15 - 20	Sand, schluffig, dunkelbraun; Blätter, Wurzeln
20 - 25	Sand, schluffig, dunkelbraun; zunehmend bindiger; Blätter, Wurzeln
25 - 30	Sand, schluffig, dunkelbraun; Blätter, Wurzeln
30 - 40	Sand, schluffig, dunkelbraun; Blätter, Wurzeln
40 - 45	Sand, schluffig, dunkelbraun; Blätter, Wurzeln
45 - 55	Kernverlust
55 - 60	Sand, schluffig, kiesig, dunkelbraun
60 - 70	toniger Schluff, grau
70 - 80	toniger Schluff, grau
80 - 90	nicht vorhanden
90 - 100	nicht vorhanden
100 - 110	nicht vorhanden
110 - 120	nicht vorhanden
120 - 130	Sand, schluffig, dunkelgrau
130 - 140	Sand, schluffig, dunkelgrau
140 - 150	Sand, schluffig, dunkelgrau
150 - 160	Sand, schluffig, braun
160 - 170	Schluff, tonig, graubraun; schwarze Schlieren
170 - 175	bindig, schwarze Lage
175 - 180	bindig, braun
180 - 190	toniger Schluff, graubraun
190 - 200	toniger Schluff, schwarz

Tabelle A.22: Profilbeschreibung Westewitz

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Sand, schluffig, braun; Laub
5 - 10	Sand, bindig, braun
10 - 15	Schluff, braun, Holzteile
15 - 20	Schluff, braun, Holzteile
20 - 25	Schluff, grau/hellbraun
25 - 30	Schluff, braun, Holz
30 - 35	Schluff, braun
35 - 40	Schluff, graubraun
40 - 50	Schluff, graubraun
50 - 60	Schluff, braun; rostbraune Schlieren
60 - 70	Schluff, braun; rostfleckig
70 - 80	Schluff, braun; rostfleckig
80 - 90	Schluff, braun; rostfleckig
90 - 100	Schluff, braun; rostfleckig
100 - 110	Schluff, sandig, braun
110 - 120	Schluff, sandig, braun
120 - 130	Schluff, braun
130 - 140	Schluff, braun
140 - 150	Schluff, hellbraun
150 - 160	Schluff, hellbraun
160 - 170	Schluff, hellbraun
170 - 180	Schluff, hellbraun; fleckig
180 - 190	Übergang zu Schluff, grau
190 - 200	Schluff, grau

Tabelle A.23: Profilbeschreibung Löbnitz

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Schlick
5 - 10	Schlick, oben olivbraun, unten schwarz, durchwurzelt
10 - 15	Schlick, schwarz
15 - 20	Schlick, schwarz, sandige Partien
20 - 25	sandiger Schlick, schwarzfleckig
25 - 30	sandiger Schlick, schwarz
30 - 35	sandiger Schlick, schwarz
35 - 40	Sand, grau, Glimmer
40 - 45	Sand, grau, Glimmer
45 - 50	Sand, grau
50 - 60	Sand, braungrau
60 - 70	Sand, braungrau
70 - 80	Sand, braungrau
80 - 90	Sand, braungrau
90 - 100	Sand, braungrau
100 - 110	Sand, braungrau
110 - 120	Sand, braungrau
120 - 130	Sand, braungrau
130 - 140	Sand, braungrau
140 - 150	Sand, braungrau, ab 145 cm Kernverlust
150 - 160	Kernverlust
160 - 170	Kernverlust
170 - 180	Kernverlust
180 - 190	Kernverlust
190 - 200	Kernverlust

Tabelle A.24: Profilbeschreibung Möst

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	Streu, Oberboden, durchwurzelt
5 - 10	Streu, Oberboden, durchwurzelt
10 - 15	Streu, Oberboden, durchwurzelt, mit Sand-Anteil
15 - 20	sandiger Humus, durchwurzelt
20 - 25	sandiger Humus, durchwurzelt
25 - 30	Sand, grau, schwarzfleckig
30 - 35	Sand, grau, schwarzfleckig, Glimmer
35 - 40	Sand, grau, glimmerreich
40 - 45	Sand mit tonigen Lagen
45 - 50	toniger Schluff mit schwarzen Schlieren
50 - 60	toniger Schluff, dunkelbraun
60 - 70	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
70 - 80	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
80 - 90	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
90 - 100	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
100 - 110	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
110 - 120	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
120 - 130	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
130 - 140	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren, mit Sand-Lage
140 - 150	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
150 - 160	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
160 - 170	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
170 - 180	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
180 - 190	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren
190 - 200	toniger Schluff, dunkelbraun, mit schwarzen Schlieren

Tabelle A.25: Profilbeschreibung Törten 1

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 5	toniger Schluff, hellbraun, klumpig, Schilfbestand, durchwurzelt
5 - 10	toniger Schluff, Übergang zu schwarzem tonigen Schluff, durchwurzelt
10 - 12	toniger Schluff, schwarz-dunkelgrau, wasserreich
12 - 17	toniger Schluff, schwarz-dunkelgrau, wasserreich
17 - 22	toniger Schluff, dunkelgrau/schwarz gefleckt
22 - 27	toniger Schluff, braungrau
27 - 30	sandig-toniger Schluff, sichtbare Glimmerpartikel
30 - 40	Schluff, dunkelgrau
40 - 50	Schluff, dunkelgrau
50 - 60	Schluff, dunkelgrau, schwarze Schlieren
60 - 70	Schluff, dunkelgrau, Wurzeln
70 - 80	Schluff, dunkelgrau, einzelne Wurzeln
80 - 90	Schluff, dunkelgrau, einzelne Wurzeln
90 - 100	Schluff, graubraun, Glimmer
100 - 110	Schluff, grauschwarz, mit Sand
110 - 120	sandig; nach unten Zunahme Sand- und Wassergehalt
120 - 130	stark sandig
130 - 140	stark sandig
140 - 150	stark sandig
150 - 160	stark sandig
160 - 170	stark sandig
170 - 180	stark sandig
180 - 190	stark sandig
190 - 200	stark sandig

Tabelle A.26: Profilbeschreibung Törten 2

Tiefe [cm]	Beschreibung
0 - 8	Streu
8 - 11	brauner Humus, durchwurzelt
11 - 15	brauner Humus, durchwurzelt
15 - 18	brauner Humus, durchwurzelt, hellbraune Partikel
18 - 22	Übergang Humus zu hellbrauner dichter Zone, Schluff
22 - 25	Schluff, hellbraun, rostfleckig
25 - 30	Schluff, hellbraun, rostfleckig
30 - 35	Schluff, hellbraun, rostfleckig
35 - 40	Schluff, hellbraun, rostfleckig
40 - 45	Schluff, hellbraun, rostfleckig
45 - 60	Schluff, hellbraun, rostfleckig
60 - 70	Schluff, hellbraun, rostfleckig
70 - 80	Schluff, rötlich, Zunahme Ton
80 - 90	toniger Schluff, rötlich
90 - 100	toniger Schluff, rötlich
100 - 110	Übergang zu Bodenhorizont, rostfleckig, schwarze Humuspartikel
110 - 120	Bodenhorizont, rostbraun
120 - 130	Bodenhorizont, rostbraun, nach unten tonig
130 - 140	oben Boden, unten toniger Schluff
140 - 150	toniger Schluff, rostbraun, grau, Schlieren
150 - 160	toniger Schluff, rostbraun, gefleckt
160 - 170	toniger Schluff, rostbraun, gefleckt
170 - 180	toniger Schluff, grau
180 - 190	toniger Schluff, grau
190 - 200	toniger Schluff, grau

A.3 Vorversuche

Tabelle A.27: Metallgehalte in verschiedenen Korngrößenfraktionen der Elbe-Proben

Probe	Fraktion [µm]	As		Bi		Cd		Pb		U	
		[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]
1	<2	78,9	100	9,4	100	5,0	100	182,0	100	9,2	100
	2-8	64,3	81	7,4	78	4,7	93	148,4	82	8,3	90
	8-16	54,7	69	6,2	66	4,0	79	125,3	69	7,3	79
	16-63	49,1	62	5,1	54	3,2	63	104,1	57	6,4	69
	<63	62,7	79	7,1	75	4,0	80	141,2	78	8,5	92
2	<2	83,2	100	15,3	100	3,7	83	181,0	100	7,1	98
	2-8	76,8	92	13,1	86	4,5	100	162,9	90	7,2	100
	8-16	59,3	71	11,2	73	3,6	80	129,6	72	6,3	87
	16-63	36,0	43	6,6	43	2,0	44	76,9	43	4,6	64
	<63	55,5	67	10,9	72	2,5	56	127,8	71	6,4	89
3	<2	45,1	100	8,6	100	2,7	100	120,2	100	4,7	100
	2-8	37,9	84	8,2	96	1,7	61	87,5	73	4,7	100
	8-16	27,6	61	7,1	83	1,2	43	63,0	52	3,8	81
	16-63	16,5	37	5,9	69	1,4	50	36,7	31	3,6	76
	<63	25,7	57	8,2	95	1,4	53	71,1	59	4,6	97
4	<2	83,7	100	4,5	100	3,5	100	168,2	100	8,3	96
	2-8	80,5	96	3,9	87	3,5	98	148,2	88	8,6	100
	8-16	76,1	91	3,9	87	3,5	99	148,7	88	8,5	99
	16-63	44,6	53	3,5	79	1,6	44	85,6	51	5,7	66
	<63	70,3	84	3,8	85	3,5	98	135,9	81	7,8	91
5	<2	65,2	100	5,4	100	3,1	100	206,9	100	8,5	100
	2-8	55,8	86	4,6	86	2,9	93	176,2	85	8,0	94
	8-16	55,2	85	4,1	75	2,7	88	163,0	79	7,4	87
	16-63	41,9	64	2,7	51	1,7	55	120,2	58	5,3	63
	<63	60,9	93	4,7	87	3,2	103	179,3	87	7,8	92
6	<2	34,6	100	1,0	100	0,8	90	37,9	100	6,9	100
	2-8	30,9	89	0,7	75	0,7	78	37,4	99	6,2	89
	8-16	23,4	68	0,6	61	0,9	100	31,0	82	5,4	78
	16-63	8,7	25	0,2	25	0,5	55	14,5	38	4,4	64
	<63	25,5	74	0,6	63	1,1	113	25,9	68	6,1	89
7	<2	44,6	100	7,3	100	2,7	100	133,5	100	5,8	100
	2-8	36,9	83	5,7	78	2,1	77	112,4	84	5,1	88
	8-16	31,3	70	4,6	64	1,7	63	98,4	74	4,4	76
	16-63	29,0	65	3,7	51	1,5	55	82,1	61	4,0	70
	<63	35,8	80	5,6	77	2,1	78	110,9	83	5,3	92
8	<2	44,2	100	1,0	100	0,8	72	36,6	100	3,9	96
	2-8	32,1	72	0,8	77	1,2	100	31,5	86	4,0	100
	8-16	22,8	52	0,6	58	1,1	93	25,5	70	3,6	88
	16-63	18,1	41	0,6	60	0,9	79	22,9	63	3,2	79
	<63	28,6	65	0,7	68	0,6	55	30,8	84	4,1	101
Mittel- wert	< 2 µm		100		100		93		100		99
	2-8		86		83		88		86		95
	8-16		71		71		81		73		84
	16-63		49		54		56		50		69
	< 63		75		78		79		76		93

Tabelle A.28: Metallgehalte in verschiedenen Korngrößenfraktionen der Elbe-Proben (Fortsetzung)

Probe	Fraktion [µm]	Co		Cr		Cu		Ni		Zn	
		[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]
1	<2	26,7	100	248,1	100	164,6	100	58,4	100	794,2	100
	2-8	25,4	95	209,4	84	159,9	97	52,1	89	595,5	75
	8-16	21,6	81	167,1	67	131,7	80	43,4	74	470,7	59
	16-63	17,5	66	100,9	41	76,5	46	29,0	50	289,1	36
	<63	23,8	89	162,2	65	120,4	73	45,9	79	439,1	55
2	<2	28,9	100	197,4	100	122,6	100	53,9	100	461,0	100
	2-8	27,4	95	177,1	90	117,7	96	49,1	91	415,8	90
	8-16	24,3	84	144,0	73	89,7	73	38,2	71	326,7	71
	16-63	16,7	58	80,8	41	46,2	38	24,6	46	180,3	39
	<63	25,7	89	137,9	70	85,3	70	42,8	79	310,2	67
3	<2	30,3	100	159,6	100	65,9	100	54,2	100	285,7	100
	2-8	29,7	98	141,9	89	63,2	96	49,0	90	225,7	79
	8-16	28,7	95	107,1	67	51,4	78	43,4	80	191,6	67
	16-63	17,7	58	65,6	41	25,2	38	24,0	44	98,1	34
	<63	24,7	82	94,6	59	43,3	66	40,5	75	161,5	57
4	<2	35,5	100	192,2	100	107,3	100	66,0	100	553,6	100
	2-8	34,7	98	160,2	83	96,7	90	56,1	85	437,4	79
	8-16	33,7	95	156,5	81	94,7	88	53,1	80	425,4	77
	16-63	21,1	59	82,5	43	47,2	44	26,2	40	207,6	37
	<63	27,2	76	134,3	70	75,5	70	42,0	64	348,9	63
5	<2	27,7	100	182,4	100	93,4	100	55,2	100	475,2	100
	2-8	26,1	94	145,2	80	88,1	94	44,8	81	362,5	76
	8-16	21,9	79	131,2	72	77,2	83	39,7	72	312,1	66
	16-63	19,5	70	93,7	51	58,8	63	31,4	57	256,9	54
	<63	21,4	77	134,0	74	74,9	80	41,8	76	321,2	68
6	<2	30,0	100	195,8	100	59,3	100	60,0	100	188,1	100
	2-8	26,6	88	138,2	71	49,0	83	45,1	75	152,2	81
	8-16	21,2	71	105,0	54	35,1	59	34,0	57	130,3	69
	16-63	11,1	37	51,6	26	11,2	19	11,4	19	36,7	20
	<63	18,3	61	93,5	48	25,1	42	29,3	49	77,4	41
7	<2	25,2	97	183,3	100	79,3	100	54,6	100	291,4	100
	2-8	26,1	100	155,9	85	76,7	97	44,8	82	241,5	83
	8-16	22,1	85	124,8	68	60,6	76	35,5	65	187,4	64
	16-63	17,6	67	88,0	48	45,1	57	27,2	50	144,8	50
	<63	22,6	87	107,7	59	59,5	75	39,2	72	195,4	67
8	<2	36,9	100	165,9	100	50,5	100	66,0	100	205,6	100
	2-8	28,8	78	126,5	76	40,5	80	42,5	64	149,4	73
	8-16	23,9	65	87,4	53	27,7	55	30,0	45	94,4	46
	16-63	19,2	52	68,8	42	19,9	39	22,4	34	66,1	32
	<63	21,8	59	89,5	54	30,7	61	35,5	54	92,1	45
Mittelwert	< 2 µm		100		100		100		100		100
	2-8		93		82		92		82		79
	8-16		82		67		74		68		65
	16-63		58		42		43		42		38
	< 63		78		62		67		68		58

Tabelle A.29: Metallgehalte der Elbe-Proben bei Trocken- und Nasssiebung

Probe	As [mg/kg]		Bi [mg/kg]		Cd [mg/kg]		Pb [mg/kg]		U [mg/kg]	
	trocken	nass	trocken	nass	trocken	nass	trocken	nass	trocken	nass
1	131	159	6,9	8,1	12,3	7,1	362	370	16,4	17,6
2	95	129	8,0	8,9	21,0	24,5	326	360	39,0	41,5
3	112	124	8,7	6,9	25,1	26,9	352	315	46,3	45,8
4	103	110	9,9	9,9	10,6	12,4	330	343	43,1	44,4
5	105	105	11,6	9,8	12,0	11,6	293	289	58,5	54,4
6	118	103	11,3	10,7	12,9	11,5	242	180	47,1	54,3
7	60	67	9,3	9,0	9,5	9,9	290	307	16,6	17,5
8	97	106	9,1	7,2	15,7	20,4	410	306	9,0	5,7
9	127	122	10,0	8,7	20,3	21,3	383	343	6,6	5,9

Probe	As [%]		Bi [%]		Cd [%]		Pb [%]		U [%]	
	trocken	nass	trocken	nass	trocken	nass	trocken	nass	trocken	nass
1	82	100	86	100	100	57	98	100	93	100
2	73	100	90	100	85	100	91	100	94	100
3	91	100	100	78	93	100	100	89	100	99
4	93	100	100	100	85	100	96	100	97	100
5	100	100	100	85	100	97	100	99	100	93
6	100	88	100	95	100	89	100	74	87	100
7	91	100	100	96	96	100	94	100	95	100
8	91	100	100	79	77	100	100	75	100	64
9	100	97	100	87	95	100	100	89	100	90
Mittelwert	91	98	97	91	92	94	98	92	96	94

Tabelle A.30: Metallgehalte in verschiedenen Korngrößenfraktionen der Mulde-Proben

Probe	Fraktion	As		Bi		Cd		Pb		U	
	[µm]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]
1	< 63	633	35	3,7	36	18,7	34	1.059	34	5,3	60
	< 2	1.820	100	10,3	100	54,2	100	3.080	100	8,8	100
	2 - 8	1.300	71	6,4	63	40,9	75	2.120	69	7,6	87
	8 - 16	801	44	4,1	40	27,2	50	1.370	44	5,7	65
	16 - 63	313	17	1,8	17	12,3	23	535	17	3,9	44
	63 - 125	109	6	1,4	14	8,7	16	424	14	2,4	27
2	< 63	952	26	3,4	43	17,9	37	1.003	34	6,0	75
	< 2	3.690	100	7,8	100	48,8	100	2.950	100	8,0	100
	2 - 8	2.360	64	4,7	60	36,6	75	1.890	64	7,0	87
	8 - 16	1.490	40	3,2	41	26,3	54	1.260	43	5,9	73
	16 - 63	474	13	1,2	15	9,9	20	407	14	3,4	43
	63 - 125	232	6	0,8	10	8,2	17	283	10	2,3	29
3	< 63	807	65	7,3	26	16,6	29	3.886	27	7,8	62
	< 2	1.250	100	28,4	100	57,2	100	14.160	100	12,4	100
	2 - 8	988	79	16,2	57	34,5	60	8.420	59	8,9	72
	8 - 16	727	58	10,9	38	25,7	45	6.050	43	6,9	56
	16 - 63	346	28	4,5	16	11,8	21	2.360	17	3,9	32
	63 - 125	281	22	2,7	10	9,1	16	1.890	13	2,5	20
4	< 63	569	24	7,0	22	12,8	23	3.966	22	5,9	52
	< 2	2.400	100	31,7	100	56,6	100	17.660	100	11,5	100
	2 - 8	1.810	75	17,9	56	36,9	65	11.040	63	8,5	74
	8 - 16	1.110	46	10,4	33	25,1	44	6.290	36	6,3	55
	16 - 63	465	19	3,9	12	11,4	20	2.320	13	3,9	34
	63 - 125	251	10	2,0	6	8,1	14	1.330	8	2,4	21
5	< 63	1.150	30	6,7	24	8,0	32	1.830	28	6,7	47
	< 2	3.780	100	28,3	100	24,9	100	6.510	100	14,3	100
	2 - 8	3.640	96	18,2	64	19,4	78	4.520	69	10,5	73
	8 - 16	2.600	69	10,8	38	13,9	56	2.910	45	7,3	51
	16 - 63	972	26	3,4	12	6,0	24	901	14	3,8	27
	63 - 125	257	7	2,4	8	5,8	23	441	7	1,9	13
6	< 63	1.308	37	9,7	28	7,0	43	1.458	33	7,4	55
	< 2	3.470	98	34,5	100	4,5		4.410	100	13,6	100
	2 - 8	3.550	100	28,7	83	16,3		3.930	89	12,3	90
	8 - 16	2.420	68	21,7	63	13,9	85	2.640	60	9,7	71
	16 - 63	745	21	5,5	16	7,2	44	804	18	4,5	33
	63 - 125	169	5	3,1	9	3,8	24	224	5	2,3	17
7	< 63	1.115	32	9,7	27	5,1	37	1.296	31	7,4	51
	< 2	3.440	100	35,8	100			4.150	100	14,5	100
	2 - 8	3.190	93	28,0	78			3.560	86	12,6	87
	8 - 16	2.040	59	15,5	43	11,4	83	2.470	60	8,2	56
	16 - 63	602	18	4,8	13	6,2	45	810	20	4,2	29
	63 - 125	167	5	2,0	6	4,8	35	266	6	2,1	15
8	< 63	360	28	11,4	29	6,5	45	1.160	38	7,9	52
	< 2	1.290	100	40,0	100			3.060	100	15,3	100
	2 - 8	1.080	84	26,6	67			2.470	81	12,1	79
	8 - 16	609	47	15,6	39	11,0	76	1.510	49	8,7	57
	16 - 63	223	17	5,8	15	6,8	47	575	19	4,5	30
	63 - 125	80	6	3,3	8	5,9	41	172	6	2,1	14
Mittelwert	< 63		35		29		35		31		57
	< 2 µm		100		100		100		100		100
	2 - 8		83		66		71		72		81
	8 - 16		54		42		62		47		60
	16 - 63		20		15		30		16		34
	63 - 125		8		9		23		9		19

Tabelle A.31: Konzentration von Zn [mg/kg] bei Variation des fünften Schrittes der sequentiellen Elution

Schritt	1				2			
	offen NH ₄ Ac.	offen OxS.	abged. NH ₄ Ac.	abged. OxS.	offen NH ₄ Ac.	offen OxS.	abged. NH ₄ Ac.	abged. OxS.
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	7,8	7,7	7,8	7,9	5,7	5,7	6,3	5,9
3	10,7	9,2	10,4	10,2	5,3	5,3	5,4	5,3
4	34,8	27,6	31,5	26,0	10,8	13,9	4,1	16,9
5	0,0	45,5	0,0	30,1	0,0	11,1	0,0	10,5
6	138,1	114,8	174,2	124,8	76,7	59,5	79,4	64,1
Σ	191,4	204,8	223,9	199,0	98,5	95,4	95,2	102,7

B Messdaten der Wasser- und Flutproben

B.1 Wasserproben

Tabelle B.1: Konzentrationen der Schwermetalle und As der Wasserproben aus dem Jahr 2002 [µg/L]

Standort	As	Cd	Pb	U
Kienberge	634	25,8	460	0,9
Apollensdorf	609	24,4	457	3,5
Dessau	545	22,9	450	1,0
Aken/Ost	539	22,0	423	0,8
Aken	547	21,7	340	1,2
Lödderitz	514	22,0	441	0,6
Alt Tochheim	523	22,7	367	1,2
Dornburg	564	23,2	388	3,7
Ranies	519	21,6	407	1,7

Tabelle B.2: Konzentrationen der Schwermetalle und As der Wasserproben aus dem Jahr 2003
[µg/L]

Standort	As	Cd	Pb	U
Löbnitz	7,0	0,1	0,5	4,3
Möst	11,0	0,2	1,4	4,2
Törten	12,8	0,3	3,6	6,5
Kienberge	1,3	0,0	0,0	1,2
Apollensdorf	1,6	0,1	0,1	0,1
Dessau	10,4	0,1	2,1	0,3
Aken/Ost	5,3	0,1	1,3	1,3
Aken	4,3	0,1	2,4	0,2
Lödderitz	14,3	0,1	1,5	0,5
Alt Tochheim	7,6	0,2	3,0	10,3
Dornburg	12,4	0,2	1,7	7,3
Ranies	6,0	0,2	2,6	1,4

Tabelle B.3: Konzentrationen der Schwermetalle und As der Wasserproben aus dem Jahr 2004
[µg/L]

Standort	As	Cd	Pb	U
Zaßnitz	14,1	0,0	0,0	11,6
Westewitz	20,0	1,6	1,6	0,1
Gerwisch	11,4	1,6	1,1	2,0
Zerben	16,7	1,9	2,3	6,3

B.2 Flutproben

Tabelle B.4: Konzentrationen der Schwermetalle und As der Flutproben aus dem Jahr 2002
[mg/kg]

Standort		As	Cd	Pb	U
Ap	1	39,9	4,7	141	5,9
	2	49,9	4,2	150	6,2
De		251,9	27,0	617	38,0
Ak	1	72,1	3,6	160	8,5
	2	87,1	14,2	222	15,7
	3	87,7	6,3	244	11,1
AT	1	93,4	10,3	221	13,6
	2	147,9	10,9	179	8,8
	3	90,8	10,9	268	10,4
KR		20,7	9,1	201	3,9
D	1	41,1	8,5	130	7,2
	2	87,0	10,1	198	8,8
R	1	38,7	9,0	140	7,4
	2	80,4	13,5	185	8,6
	3	71,5	9,6	166	7,6
	4	50,6	9,7	146	6,9

C Messdaten der Tiefenprofile

C.1 Allgemeine Eigenschaften

Tabelle C.1: Identifizierte Minerale (XRD)

Standort	Quarz	Kaolinit	Illit	Feldspäte	Montmorillonit	Pyrit	Hämatit
Kienberge	x	x	x				
Apollensdorf	x	x	x				
Werder	x	x	x				
Dessau	x	x	x				
Aken/Ost	x	x	x				
Aken	x	x	x		x		
Lödderitz	x	x	x				
Alt Tochheim	x	x	x				
Dornburg	x	x	x				
Ranies	x	x	x				
Gerwisch	x	x	x	x			
Schartau	x	x	x				
Zerben	x	x	x	x			
Zaßnitz	x	x	x	x		x	
Westewitz	x	x	x	x	x	x	x
Löbnitz	x	x	x	x			
Möst	x	x	x	x			
Törten	x	x	x	x			x

Tabelle C.2: pH-Werte der Elbe-Proben

Apollensdorf			Dessau/Kühnauer See			Aken/Ost		
Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH
11902	2,5	6,4	11873	2,5	6,9	11805	2,5	6,4
11903	7,5	6,5	11874	7,5	6,9	11806	7,5	6,3
11904	12,5	6,6	11875	12,5	7,0	11807	12,5	6,5
11905	17,5	6,3	11876	17,5	6,9	11808	17,5	6,4
11906	22,5	6,1	11877	22,5	6,9	11809	22,5	6,4
11907	27,5	6,0	11878	27,5	6,9	11810	27,5	6,5
11908	32,5	6,1	11879	32,5	6,8	11811	32,5	6,5
11909	37,5	6,2	11880	37,5	6,9	11812	37,5	6,4
11910	42,5	6,2	11881	42,5	6,9	11813	42,5	6,3
11911	47,5	6,0	11882	47,5	7,2	11814	47,5	6,5
11912	55	6,0	11883	55	6,8	11815	55	6,4
11913	65	6,2	11884	65	6,9	11816	65	6,5
11914	75	6,2	11885	75	7,2	11817	75	6,6
11915	85	6,2	11886	82,5	6,6	11818	85	6,5
11916	95	6,2	11887	105	7,2	11819	95	6,4
11917	105	6,2	11888	115	7,2	11820	105	6,4
11918	115	6,2	11889	125	7,2	11821	115	6,4
11919	125	6,2	11890	135	7,6	11822	125	6,4
11920	135	6,2	11891	145	6,8	11823	135	6,2
11921	145	6,0	11892	152,5	7,0	11824	145	6,3
11922	155	5,9	11893	157,5	4,6	11825	155	6,3
11923	165	5,7	11894	165	7,0	11826	165	6,4
11924	175	5,7	11895	175	4,9	11827	175	6,5
11925	185	5,4				11828	185	6,5
11926	195	5,4						

Fortsetzung: pH-Werte der Elbe-Proben

Lödderitz			Dornburg		
Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH
11724	2,5	6,6	11618	2,5	6,2
11725	7,5	6,6	11619	7,5	6,2
11726	12,5	6,9	11620	12,5	6,1
11727	17,5	6,9	11621	17,5	6,3
11728	22,5	6,9	11622	22,5	6,0
11729	27,5	6,6	11623	27,5	6,1
11730	32,5	6,4	11624	32,5	6,3
11731	37,5	6,1	11625	37,5	6,3
11732	42,5	5,9	11626	45	6,3
11733	47,5	5,9	11627	55	6,4
11734	55	5,8	11628	65	6,3
11735	65	5,9	11629	75	6,3
11736	75	5,9	11630	85	6,3
11737	85	5,8	11631	95	6,4
11738	95	5,8	11632	105	6,5
11739	105	6,1	11633	115	6,4
11740	115	6,1	11634	125	6,5
11741	125	6,2	11635	135	6,5
11742	135	6,3	11636	145	6,6
11743	145	6,2	11637	155	6,7
11744	155	6,3	11638	165	6,6
11745	165	6,1	11639	175	6,7
11746	175	5,7	11640	185	6,7
11747	185	5,7	11641	195	6,8
11748	195	5,4			

Fortsetzung: pH-Werte der Elbe-Proben

Gerwisch			Schartau			Zerben		
Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH
14801	2,5	6,6	14775	1,5	6,3	14835	2,5	7,4
14802	7,5	6,3	14776	5,5	5,4	14836	7,5	6,9
14803	12,5	5,7	14777	11,5	5,3	14837	12,5	6,5
14804	17,5	4,9	14778	17,5	5,7	14838	17,5	6,5
14805	21,5	5,5	14779	22,5	6,2	14839	22,5	6,9
14806	25,5	6,6	14780	28,5	6,4	14840	27,5	6,9
14807	30,5	7,2	14781	34,5	6,7	14841	32,5	7,4
14808	34,5	7,4	14782	39,5	7,6	14842	37,5	7,6
14809	38,5	7,6	14783	46	6,9	14843	42,5	7,3
14810	45,5	7,8	14784	53	6,7	14844	47,5	7,3
14811	55	7,7	14785	63	6,8	14845	55	7,0
14812	65	7,5				14846	65	6,9
14813	72,5	7,7				14847	75	7,2
14814	110	7,1				14848	85	7,3
14815	130	6,9				14849	95	7,3
						14850	105	7,0
						14851	115	6,9
						14852	125	7,0

Tabelle C.3: pH-Werte der Mulde-Proben

Zaßnitz			Westewitz			Törten 1		
Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH
14859	2,5	6,2	14879	2,5	5,7	13133	2,5	3,5
14860	7,5	6,2	14880	7,5	5,7	13134	7,5	4,4
14861	12,5	6,2	14881	12,5	5,9	13135	11	5,7
14862	17,5	6,3	14882	17,5	5,9	13136	15	6,5
14863	22,5	6,4	14883	22,5	5,9	13137	19,5	6,6
14864	27,5	6,2	14884	27,5	6,0	13138	24,5	6,7
14865	35	6,3	14885	32,5	6,0	13139	28,5	6,7
14866	42,5	6,4	14886	37,5	6,0	13140	35	6,9
14867	57,5	6,5	14887	45	5,9	13141	45	6,8
14868	65	6,4	14888	55	6,1	13142	55	6,8
14869	75	6,7	14889	65	6,1	13143	65	5,9
14870	125	6,5	14890	75	6,2	13144	75	6,4
14871	135	6,6	14891	85	6,1	13145	85	6,7
14872	145	6,7	14892	95	6,1	13146	95	6,8
14873	155	7,0	14893	105	6,1	13147	105	6,5
14874	165	6,8	14894	115	6,1	13148	115	6,6
14875	172,5	6,5	14895	125	6,1	13149	125	6,6
14876	177,5	6,6	14896	135	6,1	13150	135	6,6
14877	185	6,5	14897	145	6,1	13151	145	6,6
14878	195	6,2	14898	155	6,1	13152	155	6,6
			14899	165	6,1	13153	165	6,6
			14900	175	6,2	13154	175	6,6
			14901	185	5,9	13155	185	6,6
			14902	195	5,8	13156	195	6,6

Fortsetzung: pH-Werte der Mulde-Proben

Törten 2			Möst			Löbnitz		
Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	pH
13522	4	4,9	13553	2,5	4,6	13598	2,5	6,1
13523	9,5	5,0	13554	7,5	4,8	13599	7,5	6,0
13524	13	5,3	13555	12,5	4,6	13600	12,5	6,3
13525	16,5	5,3	13556	17,5	4,5	13601	17,5	6,6
13526	20	5,3	13557	22,5	4,6	13602	22,5	6,7
13527	23,5	5,5	13558	27,5	5,1	13603	27,5	6,6
13528	27,5	5,5	13559	32,5	5,9	13604	32,5	6,6
13529	32,5	5,4	13560	37,5	6,2	13605	37,5	6,5
13530	37,5	5,4	13561	42,5	6,7	13606	42,5	6,4
13531	42,5	5,3	13562	47,5	6,6	13607	47,5	6,4
13532	52,5	5,6	13563	55	6,7	13608	55	6,0
13533	65	5,6	13564	65	6,5	13609	65	6,0
13534	75	5,5	13565	75	6,3	13610	75	6,0
13535	85	5,5	13566	85	6,2	13611	85	5,9
13536	95	5,4	13567	95	6,2	13612	95	6,1
13537	105	5,4	13568	105	6,4	13613	105	5,7
13538	115	5,5	13569	115	6,3	13614	115	5,8
13539	125	5,6	13570	125	6,3	13615	125	5,9
13540	135	5,7	13571	135	6,2	13616	135	5,7
13541	145	5,6	13572	145	6,3	13617	142,5	5,7
13542	155	5,4	13573	155	6,1	13618	175	5,8
13543	165	5,2	13574	165	5,9			
13544	175	5,3	13575	175	5,8			
13545	185	5,3	13576	185	6,0			
13546	195	5,3	13577	195	5,8			

Tabelle C.4: P-, S- und C-Gehalte im Profil Apollensdorf (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
11902	2,5	1.887	2.121	5,9	4,7
11903	7,5	1.707	1.857	5,1	
11904	12,5	1.904	2.080	6,8	
11905	17,5	1.850	1.431	4,7	
11906	22,5	1.122	663	2,3	
11907	27,5	923	474	1,7	
11908	32,5	891	436	1,5	
11909	37,5	832	357	1,1	
11910	42,5	736	306	1,0	
11911	47,5	822	308	1,0	
11912	55	642	242	0,8	
11913	65	637	228	0,7	
11914	75	739	224	0,7	
11915	85	668	218	0,7	
11916	95	876	215	0,7	0,5
11917	105	696	206	0,5	
11918	115	707	205	0,5	
11919	125	901	178	0,5	
11920	135	876	180	0,5	
11921	145	1.397	179	0,6	
11922	155	1.119	184	0,6	
11923	165	755	209	0,6	
11924	175	615	212	0,8	
11925	185	682	297	0,9	
11926	195	692	307	1,0	

Tabelle C.5: P-, S- und C-Gehalte im Profil Dessau (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}
		[mg/kg]		[%]
11873	2,5	1.858	9.424	9,9
11874	7,5	1.598	10.957	12,3
11875	12,5	1.489	12.993	18,4
11876	17,5	1.803	8.844	18,4
11877	22,5	1.927	9.030	15,0
11878	27,5	1.638	9.375	13,4
11879	32,5	2.495	8.559	17,8
11880	37,5	2.396	7.038	13,6
11881	42,5	2.122	7.595	14,7
11882	47,5	2.240	6.851	14,8
11883	55	2.647	8.557	13,0
11884	65	1.517	13.254	10,7
11885	75	521	1.830	3,0
11886	82,5	572	933	2,4
11887	105	1.817	4.964	9,6
11888	115	2.259	7.048	15,6
11889	125	1.169	3.398	6,3
11890	135	833	3.068	3,2
11891	145	480	839	1,0
11892	152,5	569	1.021	n.m.
11893	157,5	408	1.522	3,4
11894	165	2.118	6.666	11,8
11895	175	372	952	1,9

Tabelle C.6: P-, S- und C-Gehalte im Profil Aken/Ost (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
11805	2,5	2.092	4.124	7,3	
11806	7,5	1.382	1.397	6,3	
11807	12,5	1.083	730	3,3	
11808	17,5	933	542	2,3	2,3
11809	22,5	903	584	2,4	
11810	27,5	980	618	2,5	
11811	32,5	1.028	624	2,7	
11812	37,5	963	544	2,3	
11813	45	945	558	2,2	
11814	55	1.036	558	2,2	
11815	65	1.098	589	2,2	
11816	75	934	729	2,8	
11817	85	764	460	2,0	
11818	95	683	386	1,6	
11819	105	729	378	1,4	
11820	115	1.108	684	2,3	
11821	125	534	240	0,8	
11822	135	499	232	0,7	
11823	145	533	306	0,6	
11824	155	602	275	0,7	
11825	165	429	231	0,4	0,4
11826	175	463	278	0,6	
11827	185	457	245	0,6	
11828	195	765	213	0,5	

Tabelle C.7: P-, S- und C-Gehalte im Profil Lödderitz (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
11724	2,5	1.125	1.319	7,8	
11725	7,5	1.184	1.201	7,4	
11726	12,5	1.183	971	6,5	
11727	17,5	1.128	824	5,9	5,7
11728	22,5	1.052	746	5,2	
11729	27,5	978	734	4,5	
11730	32,5	951	629	4,3	
11731	37,5	800	396	2,2	
11732	42,5	794	374	2,5	
11733	47,5	763	388	3,2	
11734	55	700	268	4,0	
11735	65	872	332	1,7	
11736	75	764	317	1,6	1,6
11737	85	788	261	1,3	
11738	95	699	144	0,6	
11739	105	835	150	0,9	
11740	115	1.370	145	1,0	
11741	125	1.597	135	0,9	
11742	135	1.079	153	0,7	
11743	145	1.262	159	0,8	
11744	155	969	128	0,7	
11745	165	3.914	166	0,9	
11746	175	4.766	205	1,0	
11747	185	1.220	176	0,7	
11748	195	1.405	197	0,9	

Tabelle C.8: P-, S- und C-Gehalte im Profil Dornburg (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
11618	2,5	3.421	2.626	7,6	7,1
11619	7,5	3.172	2.334	6,9	
11620	12,5	3.389	2.239	6,9	
11621	17,5	3.106	2.103	7,1	
11622	22,5	2.901	1.693	5,6	
11623	27,5	1.226	658	2,1	
11624	32,5	711	355	1,1	
11625	37,5	946	326	1,0	
11626	45	756	289	0,7	
11627	55	1.240	619	1,9	
11628	65	762	315	1,2	0,9
11629	75	890	299	1,0	
11630	85	988	413	1,3	
11631	95	965	304	0,9	
11632	105	872	664	1,4	
11633	115	912	1.257	1,7	
11634	125	930	1.414	1,7	
11635	135	957	1.782	1,6	
11636	145	1.155	970	1,9	
11637	155	1.022	751	1,4	
11638	165	1.363	929	2,0	
11639	175	997	684	1,5	
11640	185	1.043	530	1,6	
11641	195	1.132	745	1,8	

Tabelle C.9: P-, S- und C-Gehalte im Profil Gerwisch (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}
		[mg/kg]		[%]
14801	2,5	1.361	3.070	6,8
14802	7,5	1.236	3.887	7,2
14803	12,5	1.034	2.169	5,8
14804	17,5	1.183	6.863	5,1
14805	21,5	845	13.307	4,3
14806	25,5	857	13.476	5,3
14807	30,5	1.062	7.153	6,4
14808	34,5	650	2.221	2,6
14809	38,5	575	2.925	2,1
14810	45,5	588	4.618	3,0
14811	55	586	6.788	3,0
14812	65	791	6.452	3,0
14813	72,5	450	3.532	2,7
14814	110	536	14.407	3,8
14815	130	487	16.261	2,1

Tabelle C.10: P-, S- und C-Gehalte im Profil Schartau (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P [mg/kg]	S	C _{ges} [%]
14775	1,5	2.569	3.171	5,6
14776	5,5	2.323	3.282	5,0
14777	11,5	2.124	4.052	5,5
14778	17,5	2.361	4.645	5,2
14779	22,5	1.632	6.197	5,0
14780	28,5	1.530	6.705	4,5
14781	34,5	1.632	6.661	4,0
14782	39,5	1.392	3.867	1,7
14783	46	1.180	5.468	1,3
14784	53	582	1.970	0,6
14785	63	517	7.492	0,7

Tabelle C.11: P-, S- und C-Gehalte im Profil Zerben (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P [mg/kg]	S	C _{ges} [%]
14835	2,5	2.110	5.538	7,2
14836	7,5	2.167	2.636	6,3
14837	12,5	2.440	2.233	5,8
14838	17,5	2.206	3.552	5,7
14839	22,5	2.565	3.724	6,3
14840	27,5	2.466	4.782	6,2
14841	32,5	2.309	6.753	6,5
14842	37,5	2.300	6.875	6,0
14843	42,5	2.090	5.458	5,8
14844	47,5	1.819	4.881	3,7
14845	55	2.613	3.231	5,8
14846	65	1.968	3.303	3,9
14847	75	1.826	5.462	4,6
14848	85	2.007	5.452	4,7
14849	95	1.564	4.492	3,7
14850	105	1.301	4.257	2,8
14851	115	1.046	3.608	2,4
14852	125	922	4.431	2,7

Tabelle C.12: P-, S- und C-Gehalte im Profil Zaßnitz (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P [mg/kg]	S	C _{ges} [%]	C _{org}
14859	2,5	2.010	4.330	10,4	
14860	7,5	2.220	4.700	9,8	9,8
14861	12,5	2.160	5.490	10,7	10,4
14862	17,5	2.150	5.040	10,9	
14863	22,5	2.260	4.210	10,3	10,3
14864	27,5	2.510	5.350	13,0	
14865	35	2.330	6.560	10,0	
14866	42,5	1.620	5.390	6,5	
14867	57,5	656	2.000	2,5	2,4
14868	65	570	667	1,7	1,6
14869	75	558	566	2,0	
14870	125	782	1.220	2,2	
14871	135	849	1.300	2,8	
14872	145	650	799	2,1	
14873	155	166	136	1,7	
14874	165	606	419	1,5	
14875	172,5	1.270	2.280	3,6	
14876	177,5	637	482	1,2	
14877	185	608	414	0,9	0,9
14878	195	1.580	4.040	5,3	4,8

Tabelle C.13: P-, S- und C-Gehalte im Profil Westewitz (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
14879	2,5	1.450	1.780	7,4	
14880	7,5	1.520	1.370	5,4	
14881	12,5	1.710	1.070	3,8	3,6
14882	17,5	970	798	2,4	
14883	22,5	853	987	2,5	
14884	27,5	527	495	1,3	
14885	32,5	1.180	903	3,5	3,4
14886	37,5	979	771	2,3	
14887	45	1.040	1.130	1,8	1,8
14888	55	674	1.010	1,3	1,2
14889	65	688	1.010	1,2	
14890	75	722	990	1,1	
14891	85	675	1.350	1,1	1,1
14892	95	664	778	1,0	
14893	105	806	999	1,2	
14894	115	871	1.020	1,3	
14895	125	855	1.280	1,1	1,1
14896	135	926	1.320	1,0	1,0
14897	145	875	1.190	1,0	
14898	155	797	944	0,8	
14899	165	909	998	1,0	
14900	175	734	900	0,9	
14901	185	929	1.260	1,2	
14902	195	1.070	1.170	1,2	1,2

Tabelle C.14: P-, S- und C-Gehalte im Profil Löbnitz (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
13598	2,5	1.986	1.694	3,2	
13599	7,5	1.942	1.979	3,3	
13600	12,5	1.677	4.054	3,3	
13601	17,5	1.743	5.153	3,3	3,3
13602	22,5	1.133	6.424	2,8	
13603	27,5	1.236	7.706	2,8	
13604	32,5	945	4.994	2,1	
13605	37,5	908	3.073	1,8	
13606	42,5	925	7.217	2,6	
13607	47,5	800	3.778	2,3	
13608	55	759	3.499	1,9	
13609	65	917	3.356	2,1	
13610	75	1.070	4.274	2,3	
13611	85	884	4.039	1,9	
13612	95	900	4.442	2,0	2,0
13613	105	816	2.854	1,6	
13614	115	858	3.228	2,0	
13615	125	892	3.161	2,0	
13616	135	660	2.608	1,7	
13617	142,5	1.019	3.399	2,5	
13618	175	1.328	4.477	2,9	

Tabelle C.15: P-, S- und C-Gehalte im Profil Möst (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
13553	2,5	934	7.275	9,7	
13554	7,5	979	9.564	9,9	
13555	12,5	978	8.802	10,4	
13556	17,5	1.002	6.787	10,0	10,0
13557	22,5	814	5.048	8,0	
13558	27,5	845	3.002	4,6	
13559	32,5	944	4.474	5,7	
13560	37,5	763	6.609	4,2	
13561	42,5	427	2.065	1,3	
13562	47,5	424	2.859	1,6	
13563	55	408	1.764	1,2	
13564	65	449	1.456	1,3	
13565	75	802	1.155	1,6	
13566	85	651	993	1,2	
13567	95	709	916	1,3	
13568	105	735	948	1,4	
13569	115	838	610	1,3	
13570	125	733	531	1,2	
13571	135	835	562	1,2	1,1
13572	145	735	749	1,3	
13573	155	852	720	1,5	
13574	165	815	528	1,2	
13575	175	851	505	1,2	
13576	185	832	466	1,1	
13577	195	826	506	1,3	

Tabelle C.16: P-, S- und C-Gehalte im Profil Törten 1 (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
13133	2,5	1.189	15.083	4,6	5,9
13134	7,5	1.211	10.423	5,0	
13135	11	1.595	24.178	5,5	
13136	15	1.812	24.693	6,0	
13137	19,5	1.362	25.064	4,8	
13138	24,5	1.356	23.895	4,9	
13139	28,5	1.438	34.044	6,2	
13140	35	946	22.083	4,5	
13141	45	972	28.074	5,6	
13142	55	1.044	37.221	6,6	
13143	65	799	66.242	7,3	
13144	75	755	34.447	5,1	
13145	85	469	7.228	1,5	
13146	95	477	7.380	1,4	
13147	105	910	19.821	3,8	3,9
13148	115	807	18.386	3,8	
13149	125	726	15.596	3,9	
13150	135	760	19.254	3,9	
13151	145	799	18.860	3,7	
13152	155	804	20.264	4,3	
13153	165	926	21.187	4,9	
13154	175	911	20.824	4,4	
13155	185	853	20.065	4,5	
13156	195	919	18.768	4,2	

Tabelle C.17: P-, S- und C-Gehalte im Profil Törten 2 (< 63 µm)

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{ges}	C _{org}
		[mg/kg]		[%]	
13522	4	1.367	6.914	8,5	
13523	9,5	1.477	3.044	6,8	
13524	13	1.539	1.964	5,1	
13525	16,5	1.471	1.674	4,6	4,3
13526	20	1.163	1.278	3,5	
13527	23,5	769	624	1,7	
13528	27,5	631	750	1,4	
13529	32,5	659	405	1,1	
13530	37,5	612	349	0,9	
13531	42,5	584	292	0,8	
13532	52,5	623	466	0,8	
13533	65	630	399	0,7	
13534	75	626	268	0,7	
13535	85	599	247	0,6	
13536	95	598	250	0,6	
13537	105	702	409	0,7	
13538	115	575	499	0,9	
13539	125	456	430	0,8	
13540	135	643	698	1,0	
13541	145	662	509	0,9	
13542	155	612	484	0,8	0,0
13543	165	734	534	1,0	
13544	175	717	501	1,0	
13545	185	731	559	1,1	
13546	195	704	526	1,1	

Tabelle C.18: P-, S- und C-Gehalte der Elbe-Proben (< 20 µm)

Profil	Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	P	S	C _{CO3}	C _{org}	C _{ges}
			[mg/kg]			[%]	
R 2	11597	2,5	2.510	2.460	1,4	11,7	13,0
	11598	7,5	2.570	2.330	1,3	10,2	11,6
	11599	12,5	2.580	2.270	0,9	10,0	11,0
	11600	17,5	2.420	1.530	0,8	6,0	6,8
D 2	11618	2,5	3.940	1.930	1,3	6,1	7,4
	11619	7,5	3.780	1.770	0,9	5,0	5,8
	11620	12,5	3.870	1.800	0,9	5,4	6,2
	11621	17,5	4.000	1.580	0,8	4,7	5,5
AT	11675	2,5	4.490	3.560	0,4	7,1	7,5
	11676	7,5	4.160	4.260	0,5	6,2	6,7
	11677	12,5	3.000	2.280	1,2	6,2	7,4
	11678	17,5	3.420	2.060	0,7	6,4	7,1
Lö	11724	2,5	1.500	1.640	0,4	7,7	8,2
	11725	7,5	1.430	1.640	0,4	8,9	9,3
	11726	12,5	1.520	1.140	0,8	5,9	6,7
	11727	17,5	1.360	1.090	0,5	5,7	6,2
Ak	11749	2,5	3.090	3.590	0,3	8,1	8,3
	11750	7,5	2.550	1.560	0,0	5,2	5,2
	11751	12,5	2.430	1.840	0,0	6,3	6,3
	11752	17,5	2.260	1.670	0,0	6,1	6,1
AO	11805	2,5	1.790	2.810	0,3	8,9	9,1
	11806	7,5	1.490	1.340	0,0	5,7	5,7
	11807	12,5	1.230	765	0,0	3,1	3,1
	11808	17,5	1.150	653	0,0	2,7	2,7
De	11873	2,5	2.160	13.500	0,0	13,2	13,2
	11874	7,5	1.860	15.100	0,0	13,0	13,0
	11875	12,5	1.770	14.900	0,0	17,8	17,8
	11876	17,5	253	11.200	0,0	18,3	18,3
Ap	11902	2,5	1.830	2.500	0,0	4,6	4,6
	11903	7,5	2.010	2.220	0,4	4,6	5,0
	11904	12,5	2.160	1.970	0,1	6,2	6,3
	11905	17,5	2.000	1.580	0,0	4,9	4,9
Ki	11929	2,5	4.150	5.320	0,0	6,2	6,2
	11930	7,5	4.020	2.530	0,3	6,5	6,8
	11931	12,5	4.130	1.780	0,0	6,0	6,0

C.2 Gesamtgehalte der Elbe-Proben (< 63 µm)

Tabelle C.19: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Apollensdorf

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
11902	2,5	73.920	6.878	36.256	18.951	8.258	508	4.847	4.877
11903	7,5	70.842	5.692	39.706	19.365	8.300	552	4.943	4.853
11904	12,5	68.964	6.452	34.924	18.122	8.048	416	4.261	4.682
11905	17,5	79.664	6.647	36.777	19.267	8.407	342	5.297	5.062
11906	22,5	74.703	6.225	34.658	20.042	8.062	333	6.542	5.262
11907	27,5	82.010	5.974	38.056	21.133	8.627	338	6.803	5.843
11908	32,5	76.059	5.664	33.928	20.751	8.150	328	6.868	5.744
11909	37,5	89.585	6.196	39.678	23.312	9.582	416	7.283	6.296
11910	42,5	84.295	6.166	35.642	23.674	9.019	367	8.045	6.442
11911	47,5	83.675	5.908	37.850	23.220	8.991	348	7.496	6.545
11912	55	76.504	5.299	33.388	23.034	7.947	405	7.673	6.213
11913	65	81.960	5.126	33.582	23.192	8.245	331	6.922	6.182
11914	75	73.675	4.708	30.869	22.420	7.543	354	7.020	5.838
11915	85	78.128	4.901	31.720	23.569	7.922	431	7.488	6.021
11916	95	81.750	4.952	34.572	23.564	8.435	408	6.540	5.858
11917	105	83.963	4.319	33.393	23.954	8.371	611	6.053	6.016
11918	115	85.392	4.295	35.681	24.339	8.486	912	6.199	6.173
11919	125	78.872	4.086	37.431	23.998	7.903	660	6.242	5.766
11920	135	81.453	4.435	38.623	24.961	8.342	622	6.894	5.912
11921	145	77.548	4.303	42.194	23.823	7.881	638	6.766	5.615
11922	155	74.857	4.162	37.569	23.627	7.488	518	7.027	5.287
11923	165	71.333	4.101	29.548	23.225	7.108	369	7.298	5.450
11924	175	75.664	4.335	29.284	24.835	7.579	368	7.804	5.737
11925	185	76.223	4.091	29.947	24.479	7.595	339	7.098	5.716
11926	195	73.890	4.030	29.513	23.102	7.408	336	6.730	5.203

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Apollensdorf

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
11902	2,5	24,3	175,7	100,3	46,5	320
11903	7,5	26,4	156,7	84,9	46,5	338
11904	12,5	23,7	163,7	88,9	46,4	320
11905	17,5	22,0	187,1	106,2	46,0	306
11906	22,5	23,1	141,3	79,0	41,2	240
11907	27,5	22,6	107,7	59,5	39,2	195
11908	32,5	21,6	101,9	53,6	37,9	163
11909	37,5	22,9	100,3	46,6	37,6	134
11910	42,5	21,7	92,1	43,9	35,3	117
11911	47,5	20,5	99,8	49,4	37,4	127
11912	55	21,5	89,7	47,0	34,0	111
11913	65	18,3	96,7	50,5	34,7	108
11914	75	19,5	90,7	43,4	32,7	105
11915	85	19,4	88,8	41,0	33,2	98
11916	95	18,7	100,5	42,4	36,4	109
11917	105	17,6	100,8	37,1	36,1	104
11918	115	24,7	100,7	33,6	38,9	106
11919	125	22,9	97,5	31,2	40,4	100
11920	135	21,7	97,5	32,1	39,4	103
11921	145	22,9	94,5	31,3	37,8	100
11922	155	21,8	89,5	30,7	35,5	92
11923	165	22,5	83,7	27,8	33,6	87
11924	175	20,8	86,6	29,5	35,7	88
11925	185	20,8	84,3	29,0	36,5	90
11926	195	20,7	93,2	34,4	38,7	94

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Apollensdorf

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
11902	2,5	43,6	4,2	3,5	131,3	4,4	10,9	5,3
11903	7,5	38,0	4,9	3,2	124,3	4,5	9,9	5,3
11904	12,5	36,6	3,1	3,6	119,7	3,9	9,7	4,9
11905	17,5	39,3	4,1	3,0	144,1	4,7	11,7	4,9
11906	22,5	34,0	5,3	2,2	129,4	5,3	12,7	5,4
11907	27,5	35,8	5,6	2,1	110,9	4,8	12,7	5,3
11908	32,5	28,6	5,5	1,5	90,3	3,7	13,6	5,5
11909	37,5	25,9	5,2	0,7	62,2	2,8	13,9	5,2
11910	42,5	26,1	5,1	0,7	56,1	2,7	13,8	5,1
11911	47,5	28,9	5,5	1,3	54,1	3,0	13,2	5,2
11912	55	23,0	6,8	1,0	40,7	2,9	13,5	5,2
11913	65	24,4	7,8	0,9	39,2	2,9	12,9	5,2
11914	75	22,1	5,2	0,8	34,2	2,7	12,4	4,8
11915	85	20,7	4,5	0,8	33,0	2,7	12,4	4,6
11916	95	21,2	2,0	0,7	32,1	2,8	11,9	4,4
11917	105	16,0	1,0	0,4	26,7	2,5	10,9	3,8
11918	115	19,0	0,7	0,7	28,0	2,6	11,3	3,9
11919	125	21,4	0,6	0,6	27,8	3,4	11,5	3,9
11920	135	20,6	0,6	0,6	27,1	3,1	10,9	3,7
11921	145	25,5	0,6	0,4	25,1	3,1	10,1	3,2
11922	155	28,6	0,7	0,6	30,8	3,9	13,0	4,1
11923	165	18,0	0,6	0,5	27,9	3,7	11,6	3,8
11924	175	12,0	0,5	0,3	26,0	3,5	10,4	3,3
11925	185	12,1	0,6	0,6	29,0	4,5	11,0	3,9
11926	195	13,1	0,7	0,4	28,1	4,8	10,8	3,6

Tabelle C.20: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Dessau

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
11873	2,5	59.306	6.507	49.360	16.151	5.486	1.582	3.901	3.351
11874	7,5	53.202	7.442	42.158	14.266	4.920	1.293	3.482	3.140
11875	12,5	37.537	10.640	25.878	9.263	3.906	627	2.202	2.293
11876	17,5	42.036	11.310	22.754	9.856	4.170	580	2.288	2.698
11877	22,5	46.403	10.624	22.601	10.961	4.740	445	2.543	3.554
11878	27,5	62.441	11.164	30.775	12.586	5.619	422	2.974	4.383
11879	32,5	71.530	22.143	66.270	4.463	5.584	765	1.246	5.985
11880	37,5	71.929	89.687	82.729	1.159	7.271	1.381	540	5.766
11881	42,5	64.493	121.953	70.345	777	6.611	1.263	454	4.842
11882	47,5	66.660	104.298	73.725	1.832	8.160	1.174	688	5.121
11883	55,0	70.566	97.553	96.740	1.394	7.546	1.513	615	5.472
11884	65,0	61.710	21.134	51.646	11.680	5.038	497	2.732	4.216
11885	75,0	66.656	6.599	25.500	19.085	4.871	241	5.544	4.383
11886	82,5	72.855	5.645	27.282	20.119	5.115	247	5.757	4.522
11887	105,0	67.467	48.487	81.201	10.108	7.943	960	3.036	6.019
11888	115,0	65.742	79.478	96.078	3.841	7.317	1.519	1.093	5.285
11889	125,0	66.732	20.037	63.238	13.913	7.366	606	4.102	5.511
11890	135,0	72.861	10.283	63.670	17.529	7.837	460	4.548	5.842
11891	145,0	83.804	5.620	56.436	17.754	8.288	276	4.124	6.044
11892	152,5	82.824	6.398	55.498	18.710	8.786	388	4.620	6.249
11893	157,5	82.129	4.282	33.919	19.392	6.152	273	5.007	4.797
11894	165,0	70.115	49.347	76.201	8.294	5.994	1.246	2.228	5.203
11895	175,0	87.260	4.324	29.574	20.665	6.121	280	4.946	4.890

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Dessau

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
11873	2,5	30,1	89,6	72,5	50,3	502
11874	7,5	26,9	82,3	62,8	49,7	433
11875	12,5	20,6	60,7	60,4	39,2	224
11876	17,5	21,0	74,1	62,8	46,6	250
11877	22,5	20,3	94,8	87,6	46,8	275
11878	27,5	25,4	94,7	96,1	67,3	440
11879	32,5	70,7	72,3	107,9	179,2	454
11880	37,5	90,3	54,3	112,7	218,5	234
11881	42,5	74,2	49,4	111,8	178,6	192
11882	47,5	77,9	60,6	118,8	175,5	212
11883	55	94,8	63,9	131,2	202,4	352
11884	65	50,0	78,9	77,7	94,9	311
11885	75	17,0	81,4	47,5	33,3	128
11886	82,5	16,1	83,9	49,0	31,5	132
11887	105	63,5	95,8	89,6	123,0	333
11888	115	84,9	72,5	112,9	163,0	359
11889	125	40,8	102,4	67,6	80,4	216
11890	135	30,9	164,3	60,9	59,7	168
11891	145	21,9	135,7	41,4	41,1	142
11892	152,5	28,8	133,6	56,3	57,3	207
11893	157,5	27,1	106,3	35,1	51,2	187
11894	165	74,5	91,9	99,1	136,6	390
11895	175	22,0	107,4	37,4	38,9	123

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Dessau

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
11873	2,5	47,4	2,8	6,5	164,1	5,8	9,3	7,4
11874	7,5	37,0	2,4	5,1	140,4	5,2	8,5	7,9
11875	12,5	29,1	1,6	2,7	101,9	4,9	6,3	9,7
11876	17,5	35,3	1,8	3,3	114,7	5,1	6,6	12,3
11877	22,5	48,2	3,0	2,8	176,4	8,0	8,1	13,2
11878	27,5	65,8	3,1	3,2	164,8	7,9	9,1	9,7
11879	32,5	70,3	1,2	3,2	65,8	4,6	9,9	11,2
11880	37,5	62,7	0,3	1,0	16,0	2,0	10,5	9,0
11881	42,5	56,7	0,2	0,9	12,9	1,6	10,1	7,2
11882	47,5	64,7	0,4	0,9	21,4	2,0	10,5	8,4
11883	55	70,0	0,3	2,3	17,5	1,8	11,0	8,5
11884	65	82,1	2,6	2,7	192,7	6,7	10,3	7,6
11885	75	46,5	2,9	0,9	85,7	3,0	14,2	6,0
11886	82,5	45,8	1,8	1,3	70,8	2,7	14,0	6,8
11887	105	86,9	1,3	2,9	80,2	3,9	10,9	7,2
11888	115	92,9	0,7	3,4	44,6	3,2	8,9	6,8
11889	125	65,8	1,5	2,3	86,1	4,0	11,0	6,8
11890	135	58,5	1,1	1,8	70,2	3,7	11,3	6,6
11891	145	35,0	1,0	1,6	41,9	3,9	12,6	9,4
11892	152,5	42,1	1,0	11,2	46,4	4,5	12,8	12,6
11893	157,5	40,4	1,0	3,9	36,0	2,9	16,2	10,0
11894	165	80,7	1,1	2,9	73,6	3,3	11,8	7,0
11895	175	25,9	0,9	1,5	31,7	2,4	15,7	9,5

Tabelle C.21: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Aken/Ost

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
11805	2,5	75.632	5.296	39.718	20.977	7.728	720	4.454	4.163
11806	7,5	71.015	5.095	32.345	19.561	6.738	645	5.640	4.475
11807	12,5	73.399	4.570	36.462	20.217	6.901	707	6.108	4.958
11808	17,5	75.467	5.469	40.512	20.346	7.210	1.033	6.132	5.141
11809	22,5	77.751	6.091	39.700	20.254	7.391	1.166	6.074	5.101
11810	27,5	74.941	6.048	40.551	20.316	7.162	957	6.117	5.137
11811	32,5	76.772	5.947	38.396	20.264	7.142	701	6.045	4.898
11812	37,5	79.430	5.942	39.111	21.131	7.448	724	6.350	4.963
11813	45	80.743	5.970	39.405	21.450	7.666	852	6.341	5.248
11814	55	77.849	6.183	40.022	20.893	7.580	1.262	6.130	5.121
11815	65	76.045	6.151	38.846	20.932	7.408	1.270	6.229	4.966
11816	75	87.248	6.257	35.536	20.870	8.130	497	5.511	5.009
11817	85	85.330	5.452	34.445	21.173	7.781	425	5.911	5.196
11818	95	80.906	4.974	34.587	20.605	6.970	436	6.220	5.230
11819	105	76.867	4.786	36.936	19.803	6.913	421	6.001	5.442
11820	115	73.337	6.018	40.908	20.788	7.348	1.166	6.365	5.212
11821	125	68.436	4.834	37.831	17.739	6.006	464	6.296	5.157
11822	135	70.477	5.162	37.715	17.930	5.980	366	6.598	5.037
11823	145	73.628	5.731	37.537	17.592	6.614	337	6.118	5.124
11824	155	66.671	5.339	39.604	17.620	6.074	360	6.451	5.052
11825	165	65.388	5.362	33.873	18.006	5.635	365	7.064	5.257
11826	175	69.694	5.416	34.763	18.142	5.956	365	6.867	5.084
11827	185	70.554	5.368	39.000	17.784	6.139	429	6.580	4.915
11828	195	60.440	5.002	48.059	17.759	5.702	522	6.933	4.911

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Aken/Ost

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
11805	2,5	23,6	129,7	95,3	46,4	490,0
11806	7,5	19,2	102,2	64,9	37,1	313,5
11807	12,5	24,6	125,1	72,2	39,8	306,5
11808	17,5	26,2	124,7	62,5	42,6	317,5
11809	22,5	26,9	134,0	69,9	42,1	335,7
11810	27,5	27,2	134,3	75,5	42,0	348,9
11811	32,5	27,7	136,3	72,7	42,5	317,4
11812	37,5	26,7	128,4	67,3	41,1	307,2
11813	45	26,4	130,0	68,2	42,6	327,8
11814	55	26,8	130,2	71,9	43,2	336,2
11815	65	25,5	134,8	77,4	40,9	346,2
11816	75	21,4	134,0	74,9	41,8	321,2
11817	85	20,7	107,7	51,8	35,5	241,7
11818	95	20,7	100,2	43,0	32,6	196,7
11819	105	19,7	101,9	38,6	32,5	184,7
11820	115	25,3	135,5	69,7	43,9	359,0
11821	125	17,5	101,3	26,9	31,3	115,3
11822	135	17,3	99,1	24,4	30,2	103,1
11823	145	17,8	106,5	30,1	33,8	104,6
11824	155	17,9	96,5	29,2	32,1	100,1
11825	165	18,3	93,5	25,1	29,3	77,4
11826	175	17,4	98,4	27,2	31,1	89,2
11827	185	17,2	93,4	25,1	31,3	95,4
11828	195	20,9	90,1	26,9	31,3	84,5

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Aken/Ost

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
11805	2,5	73,0	6,1	6,2	248,2	6,3	11,0	10,5
11806	7,5	32,1	2,8	3,2	107,1	2,9	11,4	6,3
11807	12,5	43,4	3,5	3,0	129,0	3,8	14,2	6,8
11808	17,5	65,8	3,5	2,9	126,4	3,7	13,9	6,4
11809	22,5	64,1	3,7	2,8	130,0	4,0	13,6	7,1
11810	27,5	70,3	3,8	3,5	135,9	4,3	13,7	7,8
11811	32,5	56,9	3,5	2,7	135,4	4,1	14,1	8,1
11812	37,5	59,8	3,7	2,5	130,5	3,8	14,1	7,3
11813	45	63,3	3,8	3,0	141,0	4,2	14,5	7,4
11814	55	71,7	3,9	4,0	139,5	4,3	13,6	7,0
11815	65	74,8	4,0	3,7	144,7	4,5	14,1	7,8
11816	75	60,9	4,7	3,2	179,3	5,3	13,4	7,8
11817	85	48,7	3,6	2,0	123,4	3,8	13,7	6,6
11818	95	45,9	2,6	1,6	90,4	3,1	14,1	6,5
11819	105	46,5	2,2	1,5	81,2	3,1	13,8	6,3
11820	115	78,8	3,7	4,0	139,3	4,5	13,9	7,2
11821	125	31,2	0,9	1,0	34,5	1,9	14,9	6,2
11822	135	32,0	0,7	0,8	30,4	1,8	15,4	5,9
11823	145	31,1	0,8	0,9	30,5	1,8	16,6	6,6
11824	155	38,0	0,9	0,8	34,8	1,8	18,7	6,4
11825	165	25,5	0,6	1,1	25,9	1,7	19,1	6,1
11826	175	27,1	0,6	0,8	27,4	1,6	16,3	6,1
11827	185	29,5	0,6	0,7	26,5	1,6	16,8	6,1
11828	195	36,4	0,5	0,7	23,0	1,4	15,9	5,2

Tabelle C.22: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Lödderitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
11724	2,5	62.655	7.913	26.032	17.190	5.953	470	4.622	4.090
11725	7,5	66.241	7.511	27.491	18.174	6.098	449	4.855	4.328
11726	12,5	68.501	7.079	29.099	18.715	6.049	450	5.011	4.373
11727	17,5	71.745	6.555	30.564	19.605	6.073	462	5.230	4.563
11728	22,5	66.484	5.779	28.910	17.933	5.885	389	4.697	4.345
11729	27,5	70.243	5.670	28.967	19.150	6.507	348	5.007	4.389
11730	32,5	75.021	5.569	30.350	19.922	6.887	336	5.193	4.875
11731	37,5	82.597	4.754	32.842	22.138	7.742	380	5.783	5.413
11732	42,5	81.273	4.505	31.631	21.411	7.369	307	5.321	5.246
11733	47,5	82.401	4.752	30.210	22.310	7.361	340	5.920	5.389
11734	55	80.857	4.099	32.211	21.984	7.155	363	5.707	5.336
11735	65	79.829	4.555	34.161	22.340	7.339	402	5.901	5.326
11736	75	78.410	4.401	30.318	21.653	7.344	355	5.835	5.360
11737	85	78.911	4.427	29.719	23.091	7.060	347	6.582	5.852
11738	95	51.896	4.032	19.081	20.071	4.220	347	7.989	5.056
11739	105	52.538	4.005	30.452	19.338	5.563	657	8.619	5.810
11740	115	53.092	4.422	37.008	17.147	5.209	1.267	7.577	5.245
11741	125	57.193	4.851	35.891	16.897	4.988	1.178	8.805	5.137
11742	135	52.711	4.795	32.533	16.280	5.232	590	8.444	5.215
11743	145	52.801	4.495	36.267	17.381	5.431	697	8.546	5.603
11744	155	55.005	4.511	33.970	17.612	5.312	692	8.552	5.759
11745	165	58.406	5.869	86.495	19.335	7.977	1.241	9.765	5.154
11746	175	53.430	4.995	102.095	17.744	4.895	1.299	6.517	3.908
11747	185	73.376	5.719	38.170	23.161	6.519	654	8.862	5.631
11748	195	60.059	4.657	34.092	20.147	5.126	756	7.303	4.872

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Lödderitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
11724	2,5	18,2	87,7	46,7	35,6	256,6
11725	7,5	18,1	88,8	47,6	34,8	259,5
11726	12,5	19,3	87,1	46,7	35,3	253,1
11727	17,5	19,7	88,0	46,1	35,6	245,0
11728	22,5	18,0	88,6	47,0	35,7	240,6
11729	27,5	18,3	96,4	49,8	37,4	240,9
11730	32,5	19,6	99,2	51,1	37,4	229,3
11731	37,5	20,2	102,1	46,7	35,6	205,2
11732	42,5	19,4	103,6	49,4	36,1	198,1
11733	47,5	19,4	99,6	47,3	34,6	200,4
11734	55	20,7	104,7	39,0	36,2	164,2
11735	65	20,9	100,7	42,8	35,1	173,5
11736	75	21,2	105,2	47,4	36,7	199,8
11737	85	20,6	100,6	37,9	35,1	159,9
11738	95	17,1	64,2	25,9	23,0	82,4
11739	105	19,5	73,9	31,3	26,2	105,1
11740	115	22,5	67,7	37,3	30,2	108,1
11741	125	21,7	65,2	34,5	28,7	98,1
11742	135	22,0	72,3	28,1	27,5	88,7
11743	145	23,5	80,9	31,0	29,5	92,1
11744	155	32,8	87,9	29,8	30,7	82,0
11745	165	48,6	129,9	42,1	44,1	123,8
11746	175	45,2	109,0	34,9	48,9	115,3
11747	185	26,2	102,6	35,6	37,6	116,0
11748	195	24,5	87,9	36,0	35,7	109,0

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Lödderitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
11724	2,5	24,7	2,4	2,5	123,2	3,1	10,4	5,9
11725	7,5	27,2	2,4	2,4	122,6	3,2	10,2	6,1
11726	12,5	25,6	2,6	2,3	129,8	3,4	11,3	6,1
11727	17,5	27,2	2,6	2,2	128,7	3,5	11,1	6,1
11728	22,5	23,2	2,8	2,2	139,9	3,7	11,3	5,5
11729	27,5	29,7	3,5	2,1	158,5	3,9	12,3	6,3
11730	32,5	36,7	3,7	2,0	164,3	4,1	12,8	6,4
11731	37,5	42,8	3,7	1,8	135,8	4,1	11,8	5,4
11732	42,5	40,7	4,1	1,3	124,2	3,8	12,2	5,5
11733	47,5	36,2	3,6	1,6	122,3	3,9	12,2	5,7
11734	55	36,4	2,2	1,3	70,0	3,5	13,5	5,7
11735	65	43,4	2,7	1,3	100,1	3,7	12,3	5,6
11736	75	44,4	3,7	1,3	118,6	3,9	12,5	5,4
11737	85	33,7	2,2	1,1	69,7	3,1	12,9	5,7
11738	95	24,4	0,6	0,8	34,7	1,9	16,7	5,2
11739	105	35,6	0,8	1,8	41,5	2,6	13,5	4,9
11740	115	41,2	0,7	1,8	38,0	2,3	15,6	4,7
11741	125	39,6	0,6	1,6	34,7	2,1	15,8	4,6
11742	135	33,9	0,5	1,4	28,0	2,2	18,3	4,6
11743	145	37,4	0,6	1,4	31,0	2,3	15,0	4,4
11744	155	31,0	0,5	1,2	28,2	2,2	18,8	5,0
11745	165	99,8	0,6	1,8	34,4	3,2	13,5	4,5
11746	175	110,4	0,5	1,0	26,8	1,9	12,9	3,2
11747	185	31,1	0,6	0,8	36,5	1,9	16,4	4,1
11748	195	32,8	0,6	0,9	36,1	2,0	15,7	4,3

Tabelle C.23: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Dornburg

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
11618	2,5	69.664	6.735	42.520	18.298	7.198	1.025	4.409	4.483
11619	7,5	66.842	7.098	37.859	17.598	7.058	638	4.430	4.525
11620	12,5	66.409	6.821	39.272	17.486	6.889	701	4.256	4.377
11621	17,5	66.247	7.097	36.446	17.426	6.949	443	4.536	4.591
11622	22,5	68.456	6.424	34.868	17.811	6.567	333	4.368	4.371
11623	27,5	75.052	6.064	34.612	20.795	7.686	330	5.998	5.078
11624	32,5	78.509	6.707	33.894	24.559	8.546	426	8.385	6.227
11625	37,5	83.370	6.530	39.745	24.073	8.809	501	7.222	6.109
11626	45	76.460	6.203	33.667	22.787	8.451	445	7.048	5.901
11627	55	80.447	6.623	37.228	23.193	8.463	470	6.464	5.865
11628	65	72.918	6.025	31.005	22.436	7.826	398	6.802	5.471
11629	75	79.296	6.372	36.633	23.080	8.372	574	6.832	5.803
11630	85	66.718	5.622	31.261	21.077	7.201	441	6.596	5.227
11631	95	79.331	6.236	38.405	23.368	8.848	594	6.552	5.768
11632	105	76.580	7.000	35.962	24.208	8.746	643	7.775	5.878
11633	115	89.197	7.790	46.210	26.579	10.091	1.548	7.608	6.453
11634	125	77.593	6.569	38.263	23.738	8.585	1.107	6.849	5.692
11635	135	70.721	6.451	35.038	22.212	7.700	933	6.926	5.281
11636	145	75.141	6.826	41.968	22.931	8.522	1.423	6.357	5.416
11637	155	80.777	7.059	39.101	23.936	9.090	886	7.045	5.986
11638	165	60.454	6.243	42.736	18.160	6.654	1.720	5.252	4.393
11639	175	71.616	7.672	36.746	22.539	8.011	819	7.909	5.752
11640	185	69.508	6.963	38.491	21.919	7.948	1.118	7.118	5.261
11641	195	78.123	7.012	44.449	22.514	9.044	1.374	6.419	5.412

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Dornburg

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
11618	2,5	26,7	236,0	178,2	54,5	834
11619	7,5	25,7	252,6	198,4	55,5	935
11620	12,5	27,2	263,2	188,7	55,3	703
11621	17,5	25,2	256,1	181,1	54,4	714
11622	22,5	26,7	293,9	255,1	66,4	960
11623	27,5	23,8	162,2	120,4	45,9	439
11624	32,5	23,0	94,5	64,0	36,7	225
11625	37,5	24,8	95,5	60,7	38,7	211
11626	45	24,3	91,7	55,6	37,8	192
11627	55	25,7	137,9	85,3	42,8	310
11628	65	22,4	96,1	55,3	37,3	206
11629	75	25,8	97,4	58,4	40,8	194
11630	85	26,1	107,4	67,8	41,0	252
11631	95	28,4	101,5	56,3	44,2	200
11632	105	28,8	93,4	45,1	40,0	161
11633	115	26,5	96,4	43,4	41,0	172
11634	125	25,5	90,5	42,0	39,5	169
11635	135	25,2	91,3	46,6	38,0	200
11636	145	24,8	94,8	43,7	41,0	186
11637	155	24,7	94,6	43,3	40,5	161
11638	165	27,5	90,1	46,8	40,3	215
11639	175	24,3	83,9	39,0	35,8	153
11640	185	26,1	89,8	40,1	51,1	168
11641	195	21,9	104,9	44,4	40,8	153

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Dornburg

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
11618	2,5	66,3	4,2	7,9	163,7	5,6	10,5	8,5
11619	7,5	58,5	3,7	9,1	169,1	5,9	10,7	9,6
11620	12,5	50,0	2,8	7,0	145,1	4,9	9,9	7,7
11621	17,5	51,9	2,9	8,0	150,4	5,3	10,2	8,2
11622	22,5	83,3	5,5	8,7	208,6	7,9	11,8	13,7
11623	27,5	62,7	7,1	4,0	141,2	5,1	12,5	8,5
11624	32,5	44,8	7,6	2,1	100,2	3,4	13,7	4,7
11625	37,5	60,9	10,5	1,8	99,9	3,6	14,0	4,6
11626	45	47,6	9,6	1,3	95,3	3,2	14,0	5,1
11627	55	55,5	10,9	2,5	127,8	4,2	13,7	6,4
11628	65	45,1	11,1	1,5	109,8	3,4	14,6	5,6
11629	75	46,4	8,4	1,5	90,6	3,3	13,9	5,3
11630	85	45,2	6,3	2,7	84,1	3,6	13,1	5,7
11631	95	52,9	10,6	1,5	94,5	3,4	13,2	4,9
11632	105	32,0	6,5	1,5	76,2	2,9	12,6	4,1
11633	115	25,1	6,0	1,5	69,2	2,8	13,1	4,2
11634	125	26,9	5,9	1,5	72,8	3,1	12,8	4,4
11635	135	32,8	11,0	2,0	97,0	3,6	13,2	4,6
11636	145	25,5	7,2	1,6	81,9	3,1	13,5	4,4
11637	155	25,7	8,2	1,4	71,1	3,0	13,8	4,6
11638	165	26,8	5,7	1,8	83,8	2,9	11,4	3,9
11639	175	25,3	7,2	1,4	65,9	2,9	16,1	4,7
11640	185	23,9	7,1	1,4	66,3	2,8	15,4	4,6
11641	195	21,4	5,0	1,2	55,8	2,4	11,7	3,7

Tabelle C.24: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Gerwisch

Lab.-Nr.	Tiefe gem.	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
14801	2,5	55.600	8.430	30.000	15.700	7.540	276	7.080	3.880
14802	7,5	55.600	6.470	31.500	16.500	7.190	258	7.410	3.690
14803	12,5	62.300	6.300	30.400	19.200	7.890	273	9.590	4.390
14804	17,5	53.500	6.460	33.000	19.300	7.350	296	9.580	4.170
14805	21,5	67.300	7.410	44.200	19.600	8.690	521	9.000	4.540
14806	25,5	68.800	7.330	42.600	18.700	8.770	533	7.950	4.590
14807	30,5	74.200	9.040	44.300	18.100	9.730	455	6.670	4.760
14808	34,5	86.100	6.780	32.900	19.100	10.100	328	7.260	5.010
14809	38,5	87.200	6.800	32.600	20.300	10.300	344	7.990	5.320
14810	45,5	60.800	6.650	22.600	17.200	5.520	319	8.810	3.690
14811	55	64.500	8.110	29.800	17.400	7.200	394	8.090	4.200
14812	65	63.000	5.550	27.000	17.200	6.870	380	7.970	3.970
14813	72,5	73.400	6.290	29.600	18.100	8.610	332	6.660	4.430
14814	110	58.200	6.310	38.500	17.400	5.700	451	8.740	3.390
14815	130	62.300	5.750	45.700	18.700	7.910	489	8.130	4.410

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Gerwisch

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
14801	2,5	18,1	89,7	68,5	34,3	228
14802	7,5	16,1	87,3	67,3	33,6	187
14803	12,5	15,0	84,0	66,8	29,5	137
14804	17,5	30,9	79,7	63,0	49,3	873
14805	21,5	27,6	84,6	58,2	46,7	355
14806	25,5	25,0	98,9	81,8	44,9	406
14807	30,5	23,9	116,8	129,1	48,3	586
14808	34,5	18,5	109,5	80,1	38,4	226
14809	38,5	17,2	97,1	53,5	36,4	208
14810	45,5	13,7	69,4	44,2	25,7	170
14811	55	14,7	77,8	49,7	32,1	211
14812	65	16,9	79,5	55,7	32,5	239
14813	72,5	17,2	94,1	61,5	37,6	254
14814	110	20,3	93,1	49,1	39,2	215
14815	130	22,2	97,1	51,1	40,0	208

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Gerwisch

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
14801	2,5	25,0	3,3	3,6	126	3,9	10,9	6,10
14802	7,5	28,1	3,1	3,6	123	3,9	11,3	5,70
14803	12,5	34,8	3,1	2,9	122	3,8	12,4	6,24
14804	17,5	47,9	2,9	10,8	120	4,1	9,8	6,43
14805	21,5	32,1	3,8	4,1	132	4,6	10,7	7,93
14806	25,5	41,0	4,4	5,8	182	5,5	10,5	7,72
14807	30,5	58,2	4,5	8,7	264	6,2	10,8	5,55
14808	34,5	42,2	6,0	3,4	264	7,1	13,0	5,65
14809	38,5	33,0	5,8	3,2	197	5,0	13,8	5,37
14810	45,5	23,8	3,5	3,1	116	3,5	10,7	5,71
14811	55	27,5	3,9	3,5	128	4,0	9,8	6,49
14812	65	30,2	4,2	3,7	143	4,3	10,8	6,91
14813	72,5	31,2	5,1	3,7	183	4,9	12,6	5,63
14814	110	27,1	2,5	2,8	98	3,9	9,1	6,84
14815	130	23,0	3,7	2,9	128	4,6	10,5	6,92

Tabelle C.25: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Schartau

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
14775	1,5	73.000	7.480	41.500	18.000	8.330	332	5.980	4.200
14776	5,5	73.700	5.000	41.700	18.500	8.130	251	5.820	4.510
14777	11,5	70.600	4.930	39.700	17.800	8.430	270	6.250	4.500
14778	17,5	74.100	6.020	45.000	18.300	8.210	328	5.730	4.190
14779	22,5	68.500	5.970	43.400	17.500	7.940	335	5.860	4.010
14780	28,5	66.300	5.430	45.800	17.700	8.180	350	5.750	4.230
14781	34,5	61.900	5.860	43.800	17.500	7.720	368	6.640	4.080
14782	39,5	62.200	12.900	39.200	18.900	9.070	421	7.780	4.220
14783	46	58.000	5.600	45.500	17.700	5.400	515	7.830	3.880
14784	53	64.900	4.410	42.600	14.800	4.900	375	7.250	4.390
14785	63	54.000	3.970	38.300	17.200	5.490	288	8.800	3.570

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Schartau

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
14775	1,5	23,5	166,3	173,0	54,6	578
14776	5,5	23,9	178,2	165,5	52,9	798
14777	11,5	25,9	176,1	177,7	57,3	1.117
14778	17,5	26,2	157,1	158,2	52,5	801
14779	22,5	27,1	116,6	133,4	58,2	1.078
14780	28,5	30,8	118,4	132,9	53,2	680
14781	34,5	26,7	104,6	118,8	48,8	685
14782	39,5	21,7	74,3	43,4	36,4	134
14783	46	24,0	68,5	37,8	35,2	159
14784	53	21,9	81,9	25,4	34,4	73
14785	63	18,9	63,3	24,8	29,1	76

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Schartau

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
14775	1,5	45,9	4,1	7,8	214	6,8	13,4	8,7
14776	5,5	50,0	4,5	12,1	239	7,4	12,6	9,5
14777	11,5	38,1	4,6	14,1	233	7,1	12,7	9,6
14778	17,5	35,1	4,3	11,0	227	7,0	12,5	9,2
14779	22,5	28,9	4,1	8,8	213	6,4	12,2	7,7
14780	28,5	27,0	4,1	8,4	209	6,2	12,3	6,4
14781	34,5	26,8	3,8	7,8	188	5,9	10,8	5,5
14782	39,5	17,0	2,8	2,4	64	2,4	13,7	4,7
14783	46	14,7	2,2	2,5	57	2,3	13,2	5,5
14784	53	10,0	1,1	1,4	36	1,5	13,2	5,7
14785	63	13,9	1,4	1,5	36	1,6	10,1	5,0

Tabelle C.26: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Zerben

Lab.-Nr.	Tiefe gem.	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
14835	2,5	69.000	12.300	44.900	17.000	8.490	908	5.680	3.860
14836	7,5	71.400	7.500	41.400	17.600	8.410	635	5.560	3.910
14837	12,5	71.700	6.180	44.800	17.100	8.210	504	6.220	4.170
14838	17,5	67.700	8.070	41.400	16.700	8.520	525	5.830	3.960
14839	22,5	72.600	9.860	47.600	18.100	8.960	671	6.300	4.230
14840	27,5	71.500	10.400	46.800	17.500	9.290	717	6.190	4.020
14841	32,5	72.900	12.100	54.900	17.200	9.690	892	5.840	4.050
14842	37,5	73.000	17.000	53.400	17.100	9.940	860	5.740	4.160
14843	42,5	137.000	23.500	88.000	36.700	16.900	1.310	10.300	8.180
14844	47,5	71.800	9.390	46.200	18.100	8.880	562	6.560	4.300
14845	55	72.100	9.140	47.600	17.900	9.060	627	6.380	3.910
14846	65	70.000	8.870	46.200	19.100	9.430	516	6.900	4.160
14847	75	72.000	9.830	49.500	18.800	10.200	652	6.220	4.120
14848	85	67.300	10.900	46.600	17.800	8.730	644	6.190	3.920
14849	95	72.100	9.710	48.500	18.700	9.270	597	7.460	4.440
14850	105	68.600	7.930	44.200	18.800	7.970	479	7.300	3.640
14851	115	71.600	7.270	45.900	20.200	8.750	465	7.690	3.850
14852	125	65.600	7.910	45.800	18.900	9.290	466	7.270	3.920

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Zerben

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
14835	2,5	29,9	207	231,2	77,0	1.439
14836	7,5	27,3	223	255,8	76,6	1.212
14837	12,5	25,3	224	265,0	73,7	1.060
14838	17,5	27,9	219	259,2	77,4	1.178
14839	22,5	30,1	257	345,6	87,3	1.458
14840	27,5	30,9	262	324,2	83,4	1.602
14841	32,5	30,7	259	333,7	82,5	1.657
14842	37,5	29,8	240	311,6	74,4	1.674
14843	42,5	30,5	230	274,9	76,3	1.445
14844	47,5	30,8	167	174,3	61,2	898
14845	55	27,6	239	293,2	76,4	1.426
14846	65	29,0	175	185,4	66,0	1.072
14847	75	28,8	192	227,9	66,7	1.112
14848	85	29,0	192	230,6	66,0	1.095
14849	95	28,6	158	157,7	55,6	795
14850	105	26,9	124	123,3	54,1	610
14851	115	25,2	107	98,2	48,4	531
14852	125	25,0	102	95,7	45,5	424

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Zerben

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
14835	2,5	50,9	3,7	14,5	184	6,5	11,0	7,1
14836	7,5	46,9	4,0	14,1	212	6,6	11,8	8,0
14837	12,5	60,2	4,3	12,8	233	6,0	12,0	7,4
14838	17,5	37,9	3,9	14,8	213	5,7	12,6	8,7
14839	22,5	44,0	4,7	16,5	258	7,1	12,5	12,3
14840	27,5	50,1	5,1	17,0	282	7,5	12,6	13,7
14841	32,5	60,4	5,6	18,4	304	8,4	12,2	15,6
14842	37,5	58,5	5,6	16,1	301	8,4	12,2	13,9
14843	42,5	47,0	5,0	15,2	267	7,4	12,2	10,8
14844	47,5	36,2	5,3	10,6	212	5,9	12,5	8,3
14845	55	39,7	4,6	15,0	247	6,9	12,8	9,7
14846	65	34,9	4,7	11,5	182	5,3	12,7	7,9
14847	75	43,6	5,2	13,9	228	6,9	11,9	9,9
14848	85	41,7	5,1	14,0	227	6,8	12,2	10,0
14849	95	35,9	5,4	10,8	192	5,7	12,8	7,8
14850	105	29,9	4,3	8,2	145	4,5	12,0	6,2
14851	115	25,8	4,8	7,1	138	4,0	12,6	5,4
14852	125	27,9	4,6	6,9	130	4,1	12,3	5,6

C.3 Gesamtgehalte der Mulde-Proben (< 63 µm)

Tabelle C.27: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Zaßnitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
14859	2,5	54.200	8.760	25.300	20.900	5.650	829	6.660	3.360
14860	7,5	53.300	9.770	27.600	20.300	6.230	892	6.510	3.570
14861	12,5	53.900	9.660	27.900	20.900	6.240	881	6.190	3.600
14862	17,5	59.600	8.920	24.200	16.400	5.250	878	5.630	3.180
14863	22,5	55.400	10.200	26.900	20.600	5.700	941	7.490	3.220
14864	27,5	55.200	9.870	28.700	20.400	5.790	987	6.110	3.420
14865	35	66.100	11.000	35.200	22.600	6.830	1.050	7.450	3.990
14866	42,5	70.200	8.560	31.600	23.300	5.770	873	7.510	3.990
14867	57,5	61.100	5.080	22.700	22.000	3.970	443	8.340	3.000
14868	65	58.100	4.250	21.600	21.000	3.890	551	7.820	2.960
14869	75	69.200	5.510	26.000	21.900	4.150	829	8.010	3.240
14870	125	69.200	6.320	33.800	21.400	4.010	1.290	7.610	3.210
14871	135	49.900	5.080	25.800	19.000	3.330	806	7.580	2.890
14872	145	55.000	5.350	23.100	19.800	3.800	601	5.750	2.850
14873	155	14.600	2.040	6.040	3.670	860	192	2.600	630
14874	165	55.600	4.160	19.500	17.900	3.100	521	7.340	2.610
14875	172,5	64.300	4.800	25.300	18.100	3.710	622	6.280	2.560
14876	177,5	53.000	3.680	17.000	18.300	3.130	328	7.530	2.700
14877	185	55.200	3.500	17.200	18.400	3.250	336	7.660	2.710
14878	195	64.900	4.510	26.200	18.600	4.220	537	6.170	2.380

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Zaßnitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
14859	2,5	35,8	141,5	197,8	93,7	806
14860	7,5	37,5	155,3	278,1	103,7	1.040
14861	12,5	37,1	144,9	291,6	107,6	1.010
14862	17,5	36,5	140,7	290,5	103,1	1.080
14863	22,5	34,4	136,9	279,9	98,4	985
14864	27,5	37,4	140,0	290,8	103,7	1.160
14865	35	39,7	149,9	273,6	101,9	1.010
14866	42,5	38,9	116,4	170,1	81,8	703
14867	57,5	21,2	68,9	48,5	42,1	234
14868	65	19,1	62,1	28,2	34,5	173
14869	75	21,3	65,7	33,8	37,1	251
14870	125	25,7	71,8	53,7	43,8	344
14871	135	25,4	72,9	66,2	45,7	366
14872	145	23,7	67,3	45,2	39,9	245
14873	155	8,8	18,6	12,1	11,9	44
14874	165	21,8	61,2	37,3	34,5	161
14875	172,5	30,7	108,4	166,5	66,3	640
14876	177,5	22,4	61,1	40,6	30,1	159
14877	185	18,6	62,9	35,9	30,8	150
14878	195	32,9	231,5	328,4	80,9	930

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Zaßnitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
14859	2,5	66,7	11,1	17,8	245,5	12,3	14,5	79,4
14860	7,5	79,5	14,3	20,1	308,8	15,2	14,1	122,6
14861	12,5	79,4	17,7	24,8	279,3	15,8	13,9	140,8
14862	17,5	76,3	16,6	22,8	282,9	16,2	13,9	124,4
14863	22,5	72,2	14,5	20,5	275,0	14,1	14,2	113,7
14864	27,5	75,7	13,4	24,3	298,5	15,7	14,0	122,6
14865	35	71,3	13,2	21,0	279,3	15,1	11,8	112,9
14866	42,5	61,8	18,0	10,3	212,9	13,2	15,0	60,1
14867	57,5	22,7	4,2	3,6	78,0	5,2	13,8	20,5
14868	65	15,0	2,1	1,9	61,3	4,6	13,7	5,7
14869	75	13,1	0,9	1,8	60,8	5,8	15,4	4,4
14870	125	22,2	2,2	3,4	84,5	7,1	13,1	11,9
14871	135	23,7	2,7	4,6	100,0	8,7	13,1	16,4
14872	145	17,7	1,7	2,6	70,3	6,6	13,1	8,5
14873	155	2,64	0,1	0,4	17,4	1,9	3,38	1,4
14874	165	14,9	1,2	1,9	57,6	5,5	12,8	4,1
14875	172,5	44,6	7,5	6,0	153,9	12,6	13,1	6,2
14876	177,5	17,2	1,8	1,9	53,7	3,7	12,8	3,9
14877	185	16,9	1,6	1,8	49,4	4,6	13,4	3,8
14878	195	76,0	16,6	8,4	279,7	18,1	12,3	7,7

Tabelle C.28: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Westewitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
14879	2,5	53.400	7.120	18.800	16.100	3.280	271	6.010	2.460
14880	7,5	53.000	6.430	20.000	18.200	3.630	272	7.080	2.610
14881	12,5	51.100	5.410	21.800	18.300	3.640	274	7.470	2.850
14882	17,5	53.700	6.540	17.000	20.200	3.720	298	8.790	3.040
14883	22,5	59.000	7.480	15.300	20.900	3.820	315	14.500	2.870
14884	27,5	46.500	5.780	12.300	20.500	2.810	252	9.540	2.950
14885	32,5	61.000	5.810	19.500	20.600	3.850	284	7.120	2.890
14886	37,5	68.500	5.580	22.500	23.900	4.820	352	6.900	3.610
14887	45	66.700	8.690	22.600	23.900	4.650	434	6.170	3.600
14888	55	61.400	14.100	20.000	22.200	4.200	543	5.830	2.710
14889	65	52.900	13.500	19.400	21.700	4.150	591	5.830	2.850
14890	75	55.400	13.400	22.500	21.700	4.200	857	6.560	2.940
14891	85	55.600	8.770	24.400	21.800	4.390	1.100	6.770	2.950
14892	95	52.400	5.120	20.300	19.700	3.600	948	7.090	2.670
14893	105	58.400	9.630	24.300	21.000	4.170	1.340	7.350	2.780
14894	115	66.300	8.930	28.700	22.300	4.560	1.680	7.410	2.870
14895	125	56.300	7.590	25.300	20.500	4.060	1.770	6.550	2.770
14896	135	76.200	8.140	30.400	24.100	4.830	1.740	7.800	3.200
14897	145	62.200	7.230	27.100	23.300	4.670	1.750	7.430	3.230
14898	155	65.000	8.150	27.200	24.000	5.010	1.820	8.050	3.220
14899	165	69.000	9.610	27.700	24.700	5.020	1.420	8.070	2.900
14900	175	63.500	6.840	21.600	23.400	4.560	634	7.450	2.920
14901	185	69.300	7.820	22.200	24.200	4.990	560	7.680	2.920
14902	195	69.500	6.650	25.900	26.100	5.280	741	7.900	3.210

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Westewitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
14879	2,5	13,4	68,8	130,1	30,0	703
14880	7,5	12,5	76,9	142,1	25,8	716
14881	12,5	16,0	87,3	164,5	27,3	702
14882	17,5	13,4	82,9	140,9	25,7	664
14883	22,5	8,8	91,9	139,3	27,1	652
14884	27,5	9,9	65,6	77,7	16,0	414
14885	32,5	13,0	96,6	168,4	33,2	712
14886	37,5	14,8	107,5	208,1	33,9	677
14887	45	20,4	100,7	352,0	34,5	977
14888	55	13,9	81,4	310,8	30,7	1.150
14889	65	15,7	77,6	285,7	30,9	1.590
14890	75	12,9	70,6	207,1	32,7	2.390
14891	85	20,5	72,5	177,5	38,5	2.560
14892	95	18,3	67,0	130,2	36,7	1.170
14893	105	24,2	72,0	172,0	39,1	1.600
14894	115	29,6	77,1	185,7	45,1	1.240
14895	125	35,1	80,4	177,8	46,7	1.240
14896	135	38,3	85,3	158,9	52,2	934
14897	145	38,5	76,5	140,2	48,6	793
14898	155	38,1	76,1	122,5	51,9	677
14899	165	35,4	73,6	143,9	52,0	677
14900	175	28,9	71,4	95,4	43,0	524
14901	185	29,8	75,6	127,7	49,4	767
14902	195	27,6	77,6	123,4	46,3	625

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Westewitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
14879	2,5	449	3,2	16,3	832	17,1	12,2	4,9
14880	7,5	484	3,3	16,7	893	19,1	12,5	4,9
14881	12,5	633	3,7	18,7	1.060	22,4	13,2	5,3
14882	17,5	285	3,5	13,9	1.000	21,6	15,7	5,5
14883	22,5	124	2,6	13,7	735	17,8	15,0	5,0
14884	27,5	87,1	1,6	7,6	445	13,0	13,6	4,4
14885	32,5	952	3,4	17,9	1.000	18,9	15,0	6,0
14886	37,5	657	5,0	13,8	1.700	26,4	15,6	7,1
14887	45	807	7,3	16,6	3.890	48,2	15,2	7,8
14888	55	569	7,0	12,8	3.970	40,7	12,3	5,9
14889	65	515	7,4	10,2	3.440	43,2	11,9	6,4
14890	75	838	9,3	9,5	2.560	46,6	13,3	6,6
14891	85	1.150	6,7	8,0	1.830	56,3	13,1	6,7
14892	95	930	5,1	5,7	792	41,2	14,6	6,0
14893	105	1.180	7,3	9,1	1.600	51,4	14,3	6,7
14894	115	1.240	10,4	7,7	1.570	55,4	15,0	7,4
14895	125	1.310	9,7	7,0	1.460	56,6	13,9	7,4
14896	135	1.120	9,7	5,1	1.300	47,3	14,1	7,4
14897	145	1.070	8,8	7,1	1.170	45,7	14,7	7,5
14898	155	856	8,6	6,3	999	40,7	14,8	7,2
14899	165	810	10,9	5,3	1.190	40,2	14,3	7,4
14900	175	461	6,7	6,1	849	30,8	13,0	6,5
14901	185	256	10,6	8,9	1.120	38,6	13,7	7,7
14902	195	360	11,4	6,5	1.160	44,1	14,7	7,9

Tabelle C.29: Vergleich der As-Gehalte [mg/kg] nach Mikrowellen- (MW) bzw. Flusssäureaufschluss (HF), Profil Westewitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As MW	As HF
14879	2,5	657	449
14880	7,5	681	484
14881	12,5	731	633
14882	17,5	329	285
14883	22,5	156	124
14884	27,5	117	87
14885	32,5	1.043	952
14886	37,5	585	657
14887	45	824	807
14888	55	631	569
14889	65	512	515
14890	75	837	838
14891	85	1.262	1.150
14892	95	1.049	930
14893	105	1.308	1.175
14894	115	1.494	1.241
14895	125	1.488	1.308
14896	135	1.260	1.115
14897	145	1.278	1.068
14898	155	958	856
14899	165	919	810
14900	175	532	461
14901	185	441	256
14902	195	511	360

Tabelle C.30: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Löbnitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
13598	2,5	55.041	4.419	50.410	17.216	5.041	458	6.877	3.951
13599	7,5	48.915	4.092	40.178	17.099	4.725	413	6.915	3.863
13600	12,5	58.766	4.056	34.445	18.237	6.203	366	6.743	4.391
13601	17,5	55.645	4.006	35.177	17.716	6.225	370	6.836	4.446
13602	22,5	52.273	3.517	34.662	17.933	5.069	324	6.906	4.391
13603	27,5	54.500	3.923	37.317	18.217	5.061	326	6.920	4.294
13604	32,5	49.367	3.464	32.263	17.985	5.055	306	6.785	4.235
13605	37,5	59.939	3.522	33.866	20.589	6.828	333	7.120	4.552
13606	42,5	54.172	3.660	34.160	18.365	5.235	289	7.046	4.259
13607	47,5	59.566	3.606	34.278	20.334	6.371	306	7.707	4.447
13608	55	60.323	5.493	34.394	21.451	6.857	341	8.113	4.867
13609	65	61.005	4.439	36.330	21.480	6.987	350	8.122	4.835
13610	75	57.804	4.074	34.221	19.584	5.385	326	7.795	4.466
13611	85	60.717	4.025	36.485	21.574	6.886	342	7.978	4.809
13612	95	49.241	3.218	35.610	19.986	6.259	305	7.885	4.600
13613	105	49.500	3.323	34.542	26.595	5.411	330	8.409	4.669
13614	115	55.962	3.713	32.676	21.435	5.180	339	8.374	4.648
13615	125	61.081	4.476	34.329	22.026	6.816	351	8.272	4.788
13616	135	53.193	4.096	28.202	20.108	5.003	303	8.165	4.355
13617	142,5	56.368	3.964	32.228	20.887	5.560	337	7.905	4.116
13618	175	59.031	5.496	35.706	19.944	7.037	361	7.494	4.567

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Löbnitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
13598	2,5	22,7	84,1	106,2	39,8	625
13599	7,5	19,0	83,7	105,6	31,8	607
13600	12,5	20,6	115,2	162,8	57,0	996
13601	17,5	22,5	125,0	173,0	61,0	1.065
13602	22,5	23,9	105,5	145,8	50,3	815
13603	27,5	23,5	106,1	142,9	49,0	776
13604	32,5	21,0	87,4	110,1	39,0	547
13605	37,5	24,7	86,3	111,6	38,7	551
13606	42,5	26,9	93,2	126,0	41,7	606
13607	47,5	22,8	80,1	106,5	34,8	491
13608	55	29,1	77,7	112,4	38,3	694
13609	65	28,5	89,8	128,6	43,3	648
13610	75	22,5	100,7	134,9	46,1	677
13611	85	40,2	89,4	126,9	48,3	652
13612	95	22,7	90,9	119,0	37,8	584
13613	105	21,5	76,9	95,5	34,6	438
13614	115	21,8	81,8	99,8	35,4	502
13615	125	27,3	87,3	112,9	40,3	612
13616	135	22,3	75,5	82,0	33,4	449
13617	142,5	28,6	113,6	126,6	47,8	667
13618	175	23,4	108,0	140,5	49,8	752

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Löbnitz

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
13598	2,5	110,0	4,3	13,3	251	7,4	10,7	13,6
13599	7,5	93,5	4,0	13,7	246	7,9	10,5	14,0
13600	12,5	82,6	6,5	28,3	341	11,3	11,7	29,8
13601	17,5	79,8	6,2	31,8	328	11,8	11,0	34,6
13602	22,5	81,0	6,4	26,3	315	12,8	10,9	25,3
13603	27,5	81,9	5,9	23,2	298	10,6	9,7	21,1
13604	32,5	83,2	7,4	11,7	437	9,7	11,3	12,9
13605	37,5	69,5	9,8	10,2	506	10,3	11,7	11,1
13606	42,5	83,1	7,3	12,3	421	10,4	8,2	15,3
13607	47,5	70,5	9,2	8,4	550	11,4	11,5	10,9
13608	55	88,1	8,2	9,3	562	11,3	10,3	10,0
13609	65	66,7	7,8	13,1	415	10,1	10,3	13,3
13610	75	62,6	6,9	16,3	383	10,5	10,4	17,1
13611	85	87,5	8,9	13,4	479	11,4	10,2	14,0
13612	95	70,5	7,8	12,1	457	11,2	8,4	12,8
13613	105	57,9	6,2	6,8	424	8,5	8,0	9,8
13614	115	60,2	6,1	8,9	376	8,6	10,1	11,9
13615	125	65,0	6,8	10,3	428	9,1	10,6	13,4
13616	135	52,5	6,2	6,1	345	6,8	11,9	8,7
13617	142,5	63,3	7,2	15,0	390	8,9	11,3	16,7
13618	175	57,0	6,7	19,8	373	10,3	10,1	23,1

Tabelle C.31: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Möst

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
13553	2,5	46.071	15.314	25.824	13.785	3.952	431	6.187	3.540
13554	7,5	39.604	16.613	22.001	11.731	3.398	401	5.962	3.171
13555	12,5	39.991	15.364	22.687	12.180	3.216	351	5.768	3.236
13556	17,5	40.348	13.223	23.475	12.730	3.302	343	5.853	3.374
13557	22,5	40.910	10.049	22.888	13.908	3.411	258	6.498	3.539
13558	27,5	51.442	7.943	26.033	16.903	3.938	228	7.676	4.305
13559	32,5	48.549	7.031	27.854	15.495	3.988	230	7.095	3.887
13560	37,5	51.156	6.635	29.824	17.395	4.007	246	7.797	4.233
13561	42,5	61.006	5.470	25.555	19.849	5.941	244	8.088	4.706
13562	47,5	69.283	5.362	30.261	24.219	6.349	268	8.352	4.893
13563	55	67.020	5.182	29.729	25.090	6.299	253	8.056	4.980
13564	65	60.969	5.825	28.622	19.426	5.715	273	8.061	4.840
13565	75	59.321	5.692	30.955	19.853	5.675	411	7.616	4.465
13566	85	66.554	6.040	34.217	24.764	6.335	383	8.302	4.976
13567	95	63.523	5.492	34.830	24.034	6.330	424	7.843	5.032
13568	105	69.247	6.391	37.712	25.370	6.537	472	8.581	5.189
13569	115	69.308	6.507	37.868	24.753	6.731	597	8.013	5.123
13570	125	66.765	5.919	37.247	25.313	6.416	540	8.255	5.037
13571	135	63.849	5.171	36.427	24.911	6.359	545	8.121	5.100
13572	145	67.390	5.408	36.375	25.964	6.438	522	8.350	5.114
13573	155	66.660	5.517	37.027	25.154	6.419	560	8.466	5.150
13574	165	65.866	5.427	36.983	25.148	6.361	619	8.361	5.164
13575	175	67.454	5.421	38.868	25.838	6.425	626	8.385	5.171
13576	185	69.698	5.379	38.544	25.488	6.388	612	8.446	5.150
13577	195	69.366	6.177	37.900	21.717	6.841	586	8.173	5.266

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Möst

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
13553	2,5	19,1	57,6	49,1	34,0	217
13554	7,5	17,6	58,8	51,5	32,8	201
13555	12,5	18,6	58,0	48,8	33,6	206
13556	17,5	18,0	57,4	46,0	32,4	200
13557	22,5	17,0	58,9	42,3	27,5	189
13558	27,5	17,0	61,1	42,6	24,7	204
13559	32,5	16,2	66,5	50,9	24,1	188
13560	37,5	14,5	65,1	48,5	22,6	169
13561	42,5	19,3	70,2	67,0	25,4	261
13562	47,5	14,8	72,3	49,3	22,5	191
13563	55	19,8	69,7	60,9	29,0	491
13564	65	24,8	66,0	66,7	27,5	413
13565	75	26,1	68,5	74,7	28,5	374
13566	85	21,9	71,1	73,5	26,1	378
13567	95	22,8	74,6	69,8	28,1	345
13568	105	24,1	70,1	69,8	30,2	373
13569	115	22,9	74,9	79,5	27,4	350
13570	125	23,0	72,5	75,4	26,1	320
13571	135	22,9	75,0	75,8	26,0	317
13572	145	22,2	72,8	63,6	24,4	273
13573	155	22,2	69,9	63,4	27,4	292
13574	165	22,5	71,2	67,0	24,6	297
13575	175	22,8	73,1	66,5	27,0	304
13576	185	21,9	69,5	64,5	26,3	274
13577	195	22,0	74,2	55,3	27,0	293

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Möst

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
13553	2,5	41,1	2,41	3,13	131	2,9	10,3	7,7
13554	7,5	44,6	2,26	2,88	123	2,9	9,8	7,9
13555	12,5	42,3	2,40	2,52	119	2,7	10,8	7,9
13556	17,5	42,4	2,44	2,39	125	2,7	10,4	7,5
13557	22,5	55,9	2,78	2,08	150	3,2	11,1	7,4
13558	27,5	83,5	3,47	2,21	242	4,9	14,3	7,4
13559	32,5	73,6	3,47	2,09	218	4,2	13,4	7,9
13560	37,5	54,2	3,25	1,88	189	3,2	7,9	7,1
13561	42,5	45,8	6,92	3,90	276	5,6	14,3	6,9
13562	47,5	34,6	5,65	2,69	231	5,7	12,6	6,0
13563	55	49,2	6,06	4,99	322	6,0	14,0	7,0
13564	65	61,2	6,73	4,38	362	6,5	14,5	6,8
13565	75	68,3	8,00	4,72	428	6,6	14,0	7,1
13566	85	61,3	8,30	4,34	443	6,7	13,8	7,0
13567	95	63,5	6,95	4,00	414	6,1	14,0	7,5
13568	105	59,5	7,38	4,20	402	6,3	14,0	7,1
13569	115	55,4	8,09	4,19	450	6,3	12,8	7,2
13570	125	50,8	8,53	3,64	431	7,0	13,5	7,2
13571	135	52,9	8,39	3,71	408	6,5	12,7	6,3
13572	145	45,8	6,84	3,17	319	5,9	13,6	6,2
13573	155	47,4	7,25	3,52	355	6,3	13,8	6,2
13574	165	50,8	7,18	3,85	352	6,1	14,5	6,6
13575	175	47,7	7,24	3,68	350	6,4	14,2	6,7
13576	185	43,7	6,98	3,20	334	6,0	14,0	6,5
13577	195	45,3	7,40	3,04	366	5,9	13,9	6,6

Tabelle C.32: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Törten 1

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
13133	2,5	51.948	6.175	39.420	18.443	6.538	445	7.171	4.546
13134	7,5	55.999	4.084	36.353	18.445	6.131	374	7.459	4.218
13135	11	57.533	6.294	50.214	18.473	7.165	593	6.741	5.244
13136	15	63.365	6.460	54.393	18.489	7.555	638	4.568	5.211
13137	19,5	58.994	5.310	45.878	19.423	7.671	568	5.327	4.603
13138	24,5	60.964	5.876	52.846	21.090	9.453	657	5.224	5.418
13139	28,5	59.993	6.026	58.874	18.925	8.313	687	5.148	4.623
13140	35	62.274	5.122	44.710	19.590	7.491	513	5.286	4.408
13141	45	57.044	4.885	47.643	17.949	6.766	517	5.302	3.993
13142	55	62.414	5.488	59.280	17.774	6.832	562	5.419	3.731
13143	65	61.927	5.555	79.908	16.334	6.119	525	4.765	3.193
13144	75	69.073	5.514	54.803	18.615	6.480	534	7.141	3.656
13145	85	62.811	4.422	28.083	21.217	6.373	430	8.898	4.483
13146	95	49.230	4.545	24.445	19.200	4.806	376	8.989	4.409
13147	105	69.963	4.865	38.841	19.588	6.352	455	7.300	3.963
13148	115	65.724	5.240	37.521	19.956	6.384	466	7.344	4.244
13149	125	60.719	4.471	31.431	17.895	5.169	432	5.162	3.595
13150	135	68.652	4.927	37.430	19.355	6.487	483	7.665	3.963
13151	145	71.314	5.397	40.542	19.903	6.545	510	7.682	4.124
13152	155	73.825	5.469	41.907	20.928	7.213	529	8.034	4.324
13153	165	81.955	8.669	46.584	20.624	7.478	573	7.712	4.379
13154	175	75.460	5.666	46.287	21.585	7.337	558	8.348	4.749
13155	185	73.869	5.207	41.392	20.255	6.689	514	7.713	4.127
13156	195	73.630	5.487	42.766	21.090	7.116	532	7.942	4.313

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Törten 1

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
13133	2,5	23,0	154,0	133,1	43,4	612
13134	7,5	20,9	148,9	131,4	41,4	621
13135	11	34,2	262,4	232,6	68,5	1.380
13136	15	37,1	325,9	273,3	78,4	1.794
13137	19,5	30,7	210,7	182,7	58,1	994
13138	24,5	36,2	225,2	205,8	69,7	1.146
13139	28,5	35,6	250,4	215,5	72,7	1.460
13140	35	32,4	181,6	160,3	58,8	936
13141	45	36,5	175,6	227,6	64,8	1.270
13142	55	45,6	195,0	356,6	80,9	1.473
13143	65	39,0	175,8	251,3	50,2	1.165
13144	75	33,3	201,8	271,6	43,7	1.427
13145	85	23,5	74,0	76,6	25,3	581
13146	95	21,1	76,6	84,6	25,3	473
13147	105	26,9	170,9	174,0	44,7	1.085
13148	115	26,6	159,4	146,5	41,7	1.028
13149	125	30,0	152,2	170,8	41,3	1.114
13150	135	31,6	163,1	192,5	45,9	1.122
13151	145	29,7	162,4	190,2	46,1	1.127
13152	155	30,1	167,6	205,8	46,8	1.207
13153	165	31,6	189,0	229,9	49,3	1.224
13154	175	29,2	172,4	200,3	46,8	1.092
13155	185	30,7	169,7	207,7	48,9	1.227
13156	195	30,2	178,1	193,9	49,6	1.126

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Törten 1

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
13133	2,5	131	6,9	12,3	362	7,8	9,5	16,4
13134	7,5	103	6,4	14,3	290	7,4	9,8	16,4
13135	11	95	8,0	21,0	326	10,1	11,0	39,0
13136	15	112	8,7	25,1	352	11,9	13,0	46,3
13137	19,5	103	9,9	10,6	330	9,1	9,6	43,1
13138	24,5	105	11,6	12,0	293	9,9	10,1	58,5
13139	28,5	118	11,3	12,9	242	9,4	10,7	47,1
13140	35	60	9,3	9,5	290	8,9	9,9	16,6
13141	45	97	9,1	15,7	410	11,6	9,8	9,0
13142	55	127	10,0	20,3	383	15,4	10,9	6,6
13143	65	235	8,7	15,4	314	12,5	9,8	6,7
13144	75	178	12,0	21,7	479	14,7	11,4	6,4
13145	85	90	5,1	7,5	369	6,9	12,7	6,4
13146	95	82	5,0	6,3	230	6,8	14,3	7,0
13147	105	119	6,6	13,5	366	10,3	11,6	22,3
13148	115	125	7,5	13,4	421	9,9	12,6	17,1
13149	125	122	7,8	14,2	467	10,0	11,4	13,0
13150	135	130	8,7	15,1	504	10,7	9,8	13,1
13151	145	142	8,8	15,9	493	11,2	11,7	14,3
13152	155	138	8,9	15,6	474	11,1	11,8	13,8
13153	165	132	8,5	16,6	440	11,8	11,4	17,6
13154	175	139	8,3	16,3	441	11,4	11,7	19,0
13155	185	139	8,1	16,4	437	11,9	11,8	15,8
13156	195	130	8,8	15,0	429	11,8	11,4	18,9

Tabelle C.33: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Törten 2

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
13522	4	61.737	7.589	29.998	17.521	5.499	564	5.653	3.852
13523	9,5	70.297	6.002	31.154	18.155	6.400	517	6.021	4.428
13524	13	69.297	4.733	30.944	17.999	6.685	386	5.496	4.376
13525	16,5	76.227	5.184	37.336	20.294	7.236	389	5.740	4.830
13526	20	75.714	4.442	35.740	19.731	7.371	378	5.649	4.284
13527	23,5	79.772	3.712	40.892	21.520	7.717	422	8.343	4.493
13528	27,5	85.839	11.555	34.966	18.618	7.366	514	6.083	3.946
13529	32,5	60.983	3.202	28.634	19.198	6.580	493	7.458	4.224
13530	37,5	63.582	3.220	27.967	19.796	6.448	450	7.488	4.463
13531	42,5	60.373	2.975	30.670	20.216	6.677	471	7.817	4.380
13532	52,5	67.727	3.035	29.700	18.617	4.923	582	7.541	3.843
13533	65	57.241	3.246	30.699	19.256	5.285	772	8.350	4.306
13534	75	61.845	3.204	29.895	19.512	6.260	788	7.975	4.254
13535	85	59.583	3.199	29.071	18.330	4.892	836	8.119	4.309
13536	95	60.772	3.135	26.441	18.428	4.823	1.023	7.949	4.319
13537	105	54.822	3.171	38.687	17.550	4.592	1.020	7.806	3.970
13538	115	74.083	5.195	34.339	22.213	6.769	736	8.710	5.099
13539	125	65.666	3.889	25.899	21.452	6.307	365	9.301	4.533
13540	135	64.946	3.737	29.224	20.633	5.278	736	8.759	4.643
13541	145	73.159	3.709	33.939	20.682	6.290	733	8.812	5.021
13542	155	65.487	3.367	30.968	21.118	5.382	823	8.803	4.712
13543	165	65.697	3.340	37.113	21.232	6.538	659	9.242	5.212
13544	175	69.868	3.185	32.393	21.106	6.710	597	9.159	5.258
13545	185	64.517	3.372	32.969	22.434	6.817	600	8.521	4.907
13546	195	66.890	3.209	30.852	21.289	6.472	596	9.204	4.687

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Törten 2

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
13522	4	22,0	109,8	117,2	39,0	540
13523	9,5	20,7	144,1	117,1	37,4	451
13524	13	19,5	183,1	110,7	34,9	476
13525	16,5	17,9	165,5	113,3	31,1	474
13526	20	16,6	159,3	103,2	27,5	447
13527	23,5	17,9	89,1	70,2	24,8	369
13528	27,5	19,5	77,6	59,0	23,0	304
13529	32,5	20,6	82,3	54,9	23,8	277
13530	37,5	19,1	82,1	48,6	22,4	253
13531	42,5	18,5	80,3	45,2	23,0	234
13532	52,5	19,3	74,8	45,4	23,3	233
13533	65	21,1	74,5	44,4	22,1	225
13534	75	21,3	77,8	46,1	22,7	231
13535	85	21,5	74,4	45,3	21,9	214
13536	95	22,0	72,4	43,1	22,3	217
13537	105	25,1	74,3	45,2	19,4	209
13538	115	18,4	73,9	46,8	21,0	212
13539	125	15,3	71,0	42,1	19,5	248
13540	135	23,3	73,6	50,5	23,2	275
13541	145	20,5	75,6	47,1	21,2	253
13542	155	20,9	69,6	46,2	19,7	250
13543	165	19,1	73,9	52,6	21,0	289
13544	175	19,1	73,5	51,3	22,8	291
13545	185	18,8	71,8	56,5	21,4	313
13546	195	18,5	69,6	50,1	21,1	282

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] im Profil Törten 2

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
13522	4	95,4	4,86	10,7	258	6,36	10,0	15,4
13523	9,5	103,3	5,50	6,99	288	6,87	11,8	17,2
13524	13	124,5	7,05	5,63	368	8,50	12,6	18,3
13525	16,5	133,6	7,34	4,86	430	9,64	12,4	16,2
13526	20	157,0	7,73	4,20	505	9,69	12,8	11,5
13527	23,5	190,6	6,51	3,10	447	8,39	12,7	7,14
13528	27,5	156,0	5,49	2,79	295	7,28	13,9	7,03
13529	32,5	108,7	5,41	2,87	259	5,59	14,2	7,16
13530	37,5	83,3	4,73	2,65	233	4,64	12,9	6,35
13531	42,5	79,7	4,58	2,99	189	5,09	14,1	6,99
13532	52,5	98,5	4,77	3,31	156	3,88	12,8	6,54
13533	65	120,7	4,41	3,78	138	3,86	13,6	6,23
13534	75	106,0	4,83	3,29	152	3,84	13,5	6,34
13535	85	114,5	4,44	3,26	150	3,91	13,7	6,25
13536	95	116,6	4,34	3,29	138	3,63	13,7	5,81
13537	105	142,1	4,75	2,11	116	2,86	11,9	5,39
13538	115	105,8	4,98	3,12	112	3,03	13,9	6,25
13539	125	43,8	4,67	3,89	96	2,64	13,8	6,06
13540	135	54,5	5,79	3,68	117	2,78	14,2	5,99
13541	145	75,4	5,51	3,25	114	2,98	14,0	5,99
13542	155	74,0	6,03	3,42	117	2,78	13,1	5,57
13543	165	79,3	6,76	3,77	132	2,94	14,3	5,96
13544	175	50,4	6,22	4,03	123	2,87	13,6	5,85
13545	185	54,1	6,85	4,16	138	2,90	13,5	5,90
13546	195	41,8	6,12	3,75	119	2,70	12,9	5,57

C.4 Gesamtgehalte der Elbe-Proben (< 20 µm)

Tabelle C.34: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg]

Profil	Tiefe [cm]	Lab.-Nr.	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ti
R 2	2,5	11597	59.200	10.800	38.700	16.400	7.190	926	3.350	4.030
	7,5	11598	62.100	10.500	39.300	17.000	7.420	859	3.200	4.280
	12,5	11599	65.100	10.200	39.500	17.600	7.490	791	3.500	4.440
	17,5	11600	75.700	7.970	45.200	20.100	8.400	890	4.130	5.030
D 2	2,5	11618	76.300	6.150	46.400	19.500	8.290	1.240	3.500	4.680
	7,5	11619	75.600	5.490	45.100	20.000	7.910	1.160	4.140	4.640
	12,5	11620	74.800	5.850	43.600	19.300	8.140	855	3.630	4.610
	17,5	11621	72.800	5.960	41.800	18.800	7.590	636	4.210	4.550
AT	2,5	11675	69.300	7.060	50.500	19.400	8.290	805	3.310	4.550
	7,5	11676	76.900	6.870	52.900	21.000	8.610	827	3.860	4.700
	12,5	11677	70.400	6.530	42.600	19.500	8.370	736	3.620	4.340
	17,5	11678	69.700	6.480	41.300	19.600	8.270	412	3.460	4.690
Lö	2,5	11724	71.700	7.320	35.200	20.200	8.060	539	3.810	4.790
	7,5	11725	73.700	8.270	34.000	19.900	7.400	567	4.310	4.570
	12,5	11726	77.800	6.520	38.400	20.800	8.400	500	3.720	5.210
	17,5	11727	71.800	6.170	36.000	21.100	8.160	489	4.310	5.380
Ak	2,5	11749	64.400	6.300	45.600	17.300	6.820	811	3.000	3.730
	7,5	11750	64.000	5.040	41.700	19.000	6.590	566	4.320	3.980
	12,5	11751	68.000	5.800	44.700	19.400	7.490	576	3.560	4.330
	17,5	11752	66.000	5.560	42.800	19.600	7.530	462	3.660	4.410
AO	2,5	11805	75.900	5.740	37.000	20.400	8.000	723	4.030	4.280
	7,5	11806	79.100	4.870	36.900	21.600	7.940	679	5.340	5.230
	12,5	11807	86.000	4.600	44.300	22.800	8.510	778	5.530	5.820
	17,5	11808	86.900	5.480	48.100	22.200	8.750	1.130	5.130	5.600
De	2,5	11873	54.600	8.350	48.300	15.100	5.710	1.570	2.840	3.410
	7,5	11874	60.000	8.130	50.600	15.300	5.770	1.430	2.690	3.350
	12,5	11875	45.900	10.200	35.400	11.600	5.010	824	1.970	2.710
	17,5	11876	36.500	9.060	27.200	11.400	4.870	622	1.970	3.260
Ap	2,5	11902	69.100	5.170	41.500	20.300	9.060	520	4.450	5.410
	7,5	11903	77.200	5.370	44.100	20.700	9.380	541	4.070	5.390
	12,5	11904	69.800	5.840	38.900	19.200	8.770	465	3.790	5.270
	17,5	11905	82.600	5.870	39.000	20.000	9.010	351	4.190	5.480
Ki	2,5	11929	72.800	6.740	84.000	16.900	7.330	1.220	3.220	4.200
	7,5	11930	65.300	7.240	60.700	16.800	6.300	1.010	4.740	3.950
	12,5	11931	72.400	7.850	63.700	17.000	7.140	895	3.400	4.330
	17,5	11932	86.600	6.300	50.800	21.500	8.210	698	4.850	5.380

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg]

Profil	Tiefe [cm]	Lab.-Nr.	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
R 2	2,5	11597	31	138	113	60	676
	7,5	11598	26	144	115	62	684
	12,5	11599	25	143	114	61	655
	17,5	11600	27	140	103	58	603
D 2	2,5	11618	26	202	151	67	873
	7,5	11619	18	181	128	62	732
	12,5	11620	23	213	151	67	883
	17,5	11621	25	218	140	63	797
AT	2,5	11675	24	176	147	71	1.130
	7,5	11676	13	172	152	70	1.080
	12,5	11677	15	135	90	60	915
	17,5	11678	13	189	143	67	1.050
Lö	2,5	11724	13	95	52	45	372
	7,5	11725	7	87	52	42	329
	12,5	11726	14	102	53	49	378
	17,5	11727	15	99	53	47	355
Ak	2,5	11749	13	157	110	64	871
	7,5	11750	13	164	102	58	754
	12,5	11751	17	188	126	68	880
	17,5	11752	8	191	122	67	850
AO	2,5	11805	12	101	63	51	543
	7,5	11806	16	103	53	46	411
	12,5	11807	19	112	63	51	407
	17,5	11808	21	113	66	57	437
De	2,5	11873	20	78	73	62	532
	7,5	11874	18	79	73	64	572
	12,5	11875	15	65	67	51	350
	17,5	11876	14	82	72	65	389
Ap	2,5	11902	14	135	82	54	418
	7,5	11903	20	138	81	54	422
	12,5	11904	21	136	75	52	383
	17,5	11905	19	152	85	53	400
Ki	2,5	11929	23	108	69	52	405
	7,5	11930	20	87	53	41	341
	12,5	11931	18	103	61	45	366
	17,5	11932	20	109	47	43	298

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg]

Profil	Tiefe [cm]	Lab.-Nr.	As	Bi	Cd	Pb	Sb	Th	U
R 2	2,5	11597	52,8	4,3	8,3	184,0	6,2	12,0	13,0
	7,5	11598	53,2	4,4	8,6	188,0	6,4	12,3	13,5
	12,5	11599	57,2	4,5	7,7	184,0	6,5	11,5	13,1
	17,5	11600	82,2	5,6	6,9	205,0	7,6	13,0	12,2
D 2	2,5	11618	76,8	4,3	11,6	188,0	6,3	13,3	10,7
	7,5	11619	78,0	5,5	9,4	188,0	5,8	12,7	9,9
	12,5	11620	70,1	4,0	10,8	183,0	5,7	12,0	10,1
	17,5	11621	70,6	3,3	9,3	181,0	5,2	12,1	9,3
AT	2,5	11675	91,5	11,0	14,2	296,0	7,3	15,6	18,6
	7,5	11676	91,1	10,8	13,9	298,0	7,0	15,6	18,0
	12,5	11677	47,8	2,4	8,8	97,9	4,6	10,3	8,9
	17,5	11678	51,4	3,2	14,5	136,0	5,7	10,3	10,6
Lö	2,5	11724	34,2	3,0	4,1	126,0	4,3	9,9	7,0
	7,5	11725	36,9	2,7	3,3	111,0	4,1	9,8	6,9
	12,5	11726	39,9	3,1	3,6	131,0	4,5	9,9	6,9
	17,5	11727	39,6	3,0	3,5	126,0	4,8	10,2	7,3
Ak	2,5	11749	84,8	5,3	9,9	228,0	8,1	10,1	19,7
	7,5	11750	85,9	5,2	7,6	224,0	8,1	9,0	18,5
	12,5	11751	98,6	6,0	7,8	255,0	9,1	9,3	22,8
	17,5	11752	96,5	6,6	7,0	271,0	9,3	9,5	22,2
AO	2,5	11805	38,0	2,8	5,8	135,0	4,1	9,4	8,5
	7,5	11806	32,8	2,7	3,8	124,0	3,5	10,8	7,7
	12,5	11807	42,6	3,1	3,5	128,0	4,2	11,5	7,4
	17,5	11808	77,9	3,5	3,7	138,0	4,2	11,8	7,5
De	2,5	11873	50,4	2,5	6,3	147,0	5,0	7,1	10,0
	7,5	11874	48,9	2,6	6,4	139,0	5,1	7,5	10,0
	12,5	11875	36,3	1,9	4,2	105,0	4,8	6,1	10,3
	17,5	11876	45,4	2,1	4,8	108,0	5,7	6,0	13,2
Ap	2,5	11902	32,3	5,9	4,7	123,0	4,6	8,6	5,5
	7,5	11903	32,9	5,5	4,6	121,0	4,7	8,6	5,3
	12,5	11904	27,9	3,0	4,0	110,0	3,8	8,5	4,5
	17,5	11905	28,4	3,6	4,0	127,0	4,7	9,1	4,7
Ki	2,5	11929	30,7	3,8	3,7	83,7	4,2	8,7	5,8
	7,5	11930	17,8	2,0	3,0	62,3	3,1	7,3	4,8
	12,5	11931	21,9	2,4	3,3	73,6	3,7	7,8	5,5
	17,5	11932	23,1	2,7	2,3	67,8	3,4	8,8	4,1

C.5 Bindungsformanalyse nach FÖRSTNER

Tabelle C.35: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] der Elbe-Proben

	D		Lö		AO		Ap	
	15 - 20 cm	90 - 100	15 - 20	70 - 80	15 - 20	160 - 170	15 - 20	130 - 140
Fe	11621	11631	11727	11736	11808	11825	11905	11920
1	9	0	6	0	1	0	3	0
2	96	0	67	4	0	0	28	0
3	3.159	1.740	2.947	1.577	3.204	985	2.299	2.989
4	8.710	6.919	4.842	5.478	13.870	8.204	9.061	16.820
5	3.371	1.236	3.287	1.389	2.452	1.216	2.509	786
6	23.033	27.285	22.498	24.448	25.521	22.721	25.350	25.804
Σ	38.377	37.181	33.647	32.896	45.048	33.126	39.251	46.399
Mn								
1	127	19	171	17	119	16	59	33
2	59	15	65	7	70	6	30	14
3	24	106	21	15	507	36	8	115
4	34	155	17	115	208	97	24	330
5	35	12	27	9	27	7	24	11
6	157	215	154	174	176	137	166	165
Σ	436	521	455	337	1.108	300	310	669

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] der Elbe-Proben

	D		Lö		AO		Ap	
	15 - 20 cm	90 - 100	15 - 20	70 - 80	15 - 20	160 - 170	15 - 20	130 - 140
As	11621	11631	11727	11736	11808	11825	11905	11920
1		0,1	0,6	0,2		0,2		0,1
2		0,0	0,0	0,0		0,0		0,0
3		2,8	7,4	0,7		0,2		0,1
4		46,0	16,3	36,0		15,5		16,6
5		2,8	4,4	3,9		2,5		2,3
6		5,4	3,6	4,8		2,9		4,9
Σ		57,2	32,2	45,5		21,4		24,0
Bi								
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	
2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0		0,1	
3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,1	
4	2,2	7,3	1,8	2,8	2,8		3,3	
5	0,4	1,1	0,4	0,5	0,4		0,6	
6	0,3	0,7	0,3	0,4	0,3		0,3	
Σ	3,0	9,3	2,6	3,8	3,6		4,5	
Pb								
1	2,6	0,3	4,4	1,5	0,3	0,0	4,1	0,0
2	9,6	2,9	14,7	9,2	3,1	0,3	15,7	0,2
3	2,0	15,1	3,2	15,0	13,4	1,8	7,6	1,8
4	80,1	49,6	77,5	70,7	92,1	11,3	81,3	14,1
5	29,8	4,8	11,6	9,0	8,0	3,2	15,4	2,5
6	30,0	13,8	17,7	15,9	14,2	9,2	24,3	10,1
Σ	154,2	86,5	129,0	121,2	131,1	25,9	148,4	28,6
U								
1	0,3		0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
2	1,7		1,3	1,1	1,3	0,6	0,9	0,3
3	0,0		0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1
4	3,8		2,1	1,6	2,1	1,2	1,8	0,7
5	0,7		0,6	0,6	0,7	1,1	0,5	0,5
6	1,2		1,3	1,3	1,4	2,1	1,6	1,4
Σ	7,7		5,6	4,7	5,6	5,0	5,0	3,0
Zn								
1		3	7	2	6	0	5	0
2		10	19	7	20	0	17	1
3		23	29	8	36	3	20	4
4		27	55	19	79	6	44	8
5		22	36	6	43	5	51	5
6		100	128	129	168	60	168	71
Σ		184	273	172	353	74	304	90

Tabelle C.36: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] der Proben der Vereinten Mulde

	Tö 1		Tö 2		Mö		Lb	
	12 - 17 cm	130 - 140	15 - 18	150 - 160	15 - 20	130 - 140	15 - 20	90 - 100
Fe	13136	13150	13525	13542	13556	13571	13601	13612
1	1	1					0	0
2	35	7					87	100
3	1.810	830					3.062	2.910
4	3.872	2.138					10.679	12.672
5	30.232	16.982					3.810	4.178
6	16.542	14.768					17.593	18.171
Σ	52.493	34.725					35.231	38.031
Mn								
1	172	127		217	148	56	74	46
2	65	39		56	32	18	38	16
3	45	30		102	10	111	26	15
4	51	32		132	5	129	35	32
5	126	44		11	17	55	29	34
6	159	160		168	106	168	160	167
Σ	619	431		687	317	538	362	309

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg] der Proben der Vereinten Mulde

	Tö 1		Tö 2		Mö		Lb	
	12 - 17 cm	130 - 140	15 - 18	150 - 160	15 - 20	130 - 140	15 - 20	90 - 100
As	13136	13150	13525	13542	13556	13571	13601	13612
1			0,6		0,8			
2			2,1		1,3			
3			6,8		14,9			
4			108,6		23,4			
5			9,0		4,9			
6			11,1		5,2			
Σ			138,1		50,6			
Bi								
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0
2	0,2	0,4	0,1	0,1	0,1	0,6		0,4
3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2		0,2
4	4,8	5,1	6,5	4,8	2,0	5,1		6,0
5	2,5	1,9	0,8	0,9	0,3	1,5		1,1
6	1,1	1,0	0,8	0,9	0,4	1,4		0,9
Σ	8,6	8,4	8,3	6,8	2,9	8,9		8,7
Cd								
1	1,4		1,4		0,5	0,8	4,3	2,0
2	4,8		1,0		0,2	0,7	10,2	4,1
3	5,1		0,2		0,6	0,6	9,8	3,0
4	4,2		0,6		0,1	0,0	1,4	0,0
5	3,6		0,2		0,1	0,0	2,9	0,6
6	1,5		1,1		0,8	1,7	1,6	1,2
Σ	20,5		4,4		2,1	3,8	30,3	10,8
Pb								
1	15,9	65,5	19,6	2,6	9,4	40,8	10,5	38,0
2	56,9	111,9	56,8	16,1	15,8	114,9	52,1	132,5
3	27,4	58,4	29,8	35,5	2,1	144,0	76,1	139,9
4	211,4	150,5	257,6	50,1	75,8	58,6	184,4	151,8
5	57,3	37,5	40,7	5,9	11,3	40,5	29,0	28,8
6	26,9	27,7	32,3	11,9	11,3	27,1	18,7	18,3
Σ	395,8	451,4	436,7	122,0	125,6	426,0	370,7	509,3
U								
1	1,3		0,7	0,2		0,3	1,7	1,0
2	9,0		3,7	0,8		1,2	9,7	3,7
3	0,2		0,1	0,1		0,2	0,4	0,2
4	20,7		7,5	1,4		1,5	16,4	4,9
5	6,0		1,0	0,3		0,3	1,6	0,9
6	2,1		1,3	1,7		1,6	1,4	1,4
Σ	39,3		14,1	4,6		5,2	31,2	12,2
Zn								
1	135	131	0	7	13	6	69	22
2	321	211	28	38	34	49	209	96
3	370	214	11	24	7	51	216	94
4	325	173	39	47	15	38	163	58
5	522	325	84	4	25	55	221	145
6	165	106	309	100	77	80	162	157
Σ	1837	1159	471	219	171	279	1040	571

Tabelle C.37: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg], Profil Zaßnitz

Fe	7,5 cm	12,5	23	58	65	185	195
	14860	14861	14863	14867	14868	14877	14878
1	0	0	0	0	0	0	0
2	254	260	251	340	522	345	898
3	2.030	2.160	2.220	2.240	2.850	2.140	3.510
4	8.130	9.150	9.160	5.820	4.850	4.380	10.900
5	3.940	4.100	3.860	2.110	1.550	1.110	1.980
6	24.400	23.700	22.700	15.900	16.400	15.200	19.500
Σ	38.754	39.370	38.191	26.410	26.172	23.175	36.788

Mn							
Schritt	14860	14861	14863	14867	14868	14877	14878
1	180	162	177	62	108	62	140
2	128	118	132	36	74	31	59
3	143	157	176	37	69	33	35
4	135	136	158	73	55	61	90
5	98	96	97	63	61	52	60
6	186	179	205	133	118	118	145
Σ	871	848	945	404	485	356	530

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg], Profil Zaßnitz

	7,5 cm	12,5	22,5	57,5	65	185	195
Bi	14860	14861	14863	14867	14868	14877	14878
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	1,7	1,8	1,7	0,5	0,3	0,3	2,0
3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
4	8,7	9,2	8,8	2,3	1,4	1,0	10,7
5	1,8	2,2	2,8	0,5	0,2	0,2	3,8
6	2,0	2,4	2,1	0,5	0,5	0,2	1,4
Σ	14,2	15,7	15,4	4,0	2,5	1,8	18,0
Cd							
1	2,6	2,8	4,0	0,5		0,3	1,4
2	5,3	6,7	7,0	0,9		0,3	3,0
3	2,0	2,7	2,5	0,4		0,1	0,8
4	1,3	2,5	1,0	0,4		0,1	0,5
5	2,2	2,2	0,6	0,0		0,3	0,5
6	4,2	5,2	2,6	0,6		0,6	0,8
Σ	17,7	22,0	17,7	2,9		1,8	7,0
Pb							
1	9	7	7	1	1	1	7
2	60	57	59	17	13	12	79
3	5	6	6	9	7	7	14
4	115	106	104	29	24	14	135
5	42	36	36	4	3	3	22
6	51	50	47	12	12	9	18
Σ	282	263	260	73	60	47	274
U							
1	5,4	6,3	4,7	1,2	0,2	0,1	0,4
2	36,3	45,2	37,8	6,4	1,1	0,4	2,0
3	0,3	0,4	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0
4	57,4	62,8	53,0	6,0	1,1	0,4	2,3
5	12,9	14,5	15,1	2,1	0,4	0,2	0,5
6	3,5	3,5	3,4	2,1	2,1	2,3	2,0
Σ	115,8	132,7	114,3	18,0	5,0	3,4	7,2
Zn							
1	70	85	103	16	4		143
2	278	329	309	69	26		340
3	137	177	161	50	33		167
4	252	323	195	45	41		138
5	240	262	259	48	40		190
6	433	334	266	194	186		225
Σ	1410	1510	1293	421	331		1203

Tabelle C.38: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg], Profil Westewitz

	12,5 cm	32,5	45	55	85	125	135	195
Fe	14881	14885	14887	14888	14891	14895	14896	14902
1	9	2	1	0	3	2	0	1
2	163	102	91	58	22	67	54	316
3	1.860	1.580	1.850	1.860	1.140	2.240	2.120	2.260
4	8.050	5.940	7.710	8.790	7.360	11.200	11.100	8.780
5	1.670	1.590	2.380	2.250	2.260	2.770	2.390	2.200
6	16.900	16.800	18.700	15.700	24.300	23.600	23.800	22.200
Σ	28.653	26.013	30.731	28.658	35.085	39.879	39.464	35.757
Mn								
1	8	3	12	4	6	15	13	62
2	6	2	5	8	10	33	26	60
3	4	4	6	58	119	886	781	61
4	64	63	102	134	314	432	379	187
5	60	59	84	102	123	105	90	75
6	159	161	194	202	410	337	306	265
Σ	301	293	403	508	982	1.809	1.595	710
Ca								
1	1.820	1.710	1.290	1.010	1.050	1.060	1.180	1.140
2	354	282	148	104	121	153	163	133
3	112	116	291	567	571	695	562	393
4	45	53	41	32	45	44	55	74
5	93	14	6	0	0	12	3	0
6	3.200	3.290	6.670	10.300	6.570	6.430	5.500	4.550
Σ	5.624	5.465	8.446	12.013	8.357	8.394	7.463	6.290

Fortsetzung: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg], Profil Westewitz

	12,5 cm	32,5	45	55	85	125	135	195
As	14881	14885	14887	14888	14891	14895	14896	14902
1	2,4	3,5	1,2	0,8	1,0	1,2	1,0	
2	17,3	29,4	14,0	9,8	9,4	10,4	7,7	
3	93,2	198,0	154,0	82,6	98,4	139,0	75,4	
4	492,0	582,0	510,0	379,0	902,0	829,0	871,0	
5	27,3	26,4	27,0	10,6	37,1	25,6	25,3	
6	22,9	20,6	31,3	23,0	99,8	130,0	101,0	
Σ	655,1	860,0	737,5	505,8	1147,7	1135,2	1081,4	
Bi								
1	0,0	0,0	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
2	0,4	0,3	1,0	0,8	0,5	0,4	0,4	1,9
3	0,1	0,0	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
4	2,7	2,4	4,3	4,2	4,9	6,8	7,7	7,5
5	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	0,5	0,7
6	0,3	0,3	0,6	0,8	0,8	1,3	1,2	1,2
Σ	3,7	3,4	6,7	6,4	6,8	9,0	9,9	11,5
Cd								
1	6,3	6,3	4,9	2,7	0,8		0,5	
2	6,3	4,2	3,4	3,1	0,9		0,5	
3	2,4	1,8	1,3	0,8	0,6		0,5	
4	1,6	1,0	1,9	1,7	2,7		1,3	
5	0,0	0,3	0,0	0,0	0,2		0,0	
6	1,0	0,9	1,8	2,2	2,0		1,5	
Σ	17,5	14,6	13,3	10,5	7,1		4,3	
Pb								
1	47	54	752	741	209	25	20	106
2	251	251	1220	1290	531	252	222	394
3	55	55	457	682	414	429	362	188
4	475	415	703	508	418	413	457	267
5	73	75	191	103	69	56	47	61
6	54	49	380	628	197	294	248	168
Σ	955	900	3703	3952	1838	1468	1355	1184
U								
1	0,1		0,3		0,2	0,2	0,2	0,4
2	0,8		1,4		1,1	1,2	1,3	1,6
3	0,0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0
4	1,1		1,7		1,6	1,7	2,0	2,1
5	0,3		0,4		0,3	0,3	0,3	0,3
6	2,1		2,5		2,4	2,5	2,4	2,4
Σ	4,4		6,3		5,7	6,0	6,1	6,8
Zn								
1	50	40			17			
2	103	86			39			
3	64	43			162			
4	131	109			603			
5	144	160			592			
6	414	457			1460			
Σ	906	895			2873			

C.6 Bindungsformanalyse nach KEON

Tabelle C.39: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg], anoxische Proben

	12,5 cm	32,5	45	55	85	125	135	195
Fe	14881	14885	14887	14888	14891	14895	14896	14902
1	87	53		28	8	14	17	10
2	618	583		600	612	653	645	620
3	16.900	4.190		6.510	662	7.530	7.290	6.140
4	6.300	1.630		2.420	2.550	2.050	2.490	2.110
5	4.180	3.320		3.490	5.730	5.730	5.660	5.330
6	3.420	1.290		3.600	3.300	3.870	4.880	3.030
7	10.500	12.000		10.300	12.600	12.000	11.000	11.900
Σ	42.005	23.066		26.948	25.463	31.847	31.982	29.140
Mn								
1	14	9	10	1	1	1	1	
2	4	3	3	4	26	56	50	
3	31	18	44	64	6	340	298	
4	19	12	29	39	117	350	546	
5	22	13	26	26	90	76	59	
6	46	12	46	47	68	57	60	
7	174	170	178	184	290	247	203	
Σ	309	236	336	365	598	1.126	1.216	
As								
1		6		4	7	6	4	2
2		216		187	326	319	283	185
3		68		215	463	348	296	177
4		11		41	58	41	40	20
5		11		19	41	36	33	22
6		0		0	3	1	0	0
7		1		0	12	6	4	3
Σ		313		467	910	757	660	409

Tabelle C.40: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg], oxidierte Proben

	12,5 cm	33	45	55	85	125	135	195
Fe	14881	14885	14887	14888	14891	14895	14896	14902
1	37	18	18	10	11	14	18	16
2	1.010	747	659	520	271	552	717	669
3	20.700	4.020	6.270	4.790	4.480	5.380	7.400	5.820
4	2.630	1.060	1.850	1.600	1.900	1.420	1.820	1.440
5	4.270	2.630	4.050	2.820	4.600	5.150	5.280	3.880
6	2.510	1.530	3.980	4.310	2.850	2.910	3.890	3.410
7	10.900	12.500	12.100	10.700	14.600	12.200	12.300	14.000
Σ	42.057	22.504	28.927	24.750	28.712	27.626	31.424	29.235
Mn								
1	13	6	10	2	3	7	8	57
2	7	4	3	4	4	26	41	24
3	49	16	41	68	153	274	310	114
4	15	6	16	23	55	345	573	30
5	19	12	23	23	55	54	48	22
6	31	13	51	63	51	45	53	42
7	175	177	188	191	313	243	221	217
Σ	310	233	333	374	635	994	1.253	506
As								
1	15	7	3	4	6	5	4	3
2	672	229	118	122	239	250	272	143
3	567	106	194	216	400	347	353	138
4	86	16	42	43	66	51	53	19
5	39	13	25	22	42	42	41	22
6	16	2	17	7	9	6	5	8
7	8	2	6	4	21	8	4	5
Σ	1404	374	404	419	784	709	734	338

Tabelle C.41: Haupt- und Spurenelemente [mg/kg], Fraktion < 63 µm

Fe	12,5 cm 14881	85 14891	135 14896	195 14902
1	146	25	43	26
2	868	691	823	785
3	8.650	4.370	8.950	7.550
4	1.420	2.130	2.120	2.520
5	2.620	5.230	5.900	4.290
6	1.470	3.410	3.340	2.950
7	12.800	17.800	18.400	17.300
Σ	27.974	33.656	39.576	35.421
Mn				
1	16	13	31	97
2	5	28	81	64
3	18	264	412	192
4	6	75	694	22
5	11	68	59	27
6	10	86	52	39
7	184	430	344	266
Σ	250	963	1.674	707
As				
1	7	3	0	3
2	278	166	297	137
3	270	699	589	212
4	24	78	78	26
5	21	57	51	22
6	12	37	15	14
7	14	44	26	20
Σ	627	1083	1056	433

C.7 As^{III}-/As^V-Bestimmung

Tabelle C.42: Konzentrationen des extrahierten As (As_{extr}), Gesamt-As (As_{ges}), As^{III} und As^V [mg/kg]

Lab.-Nr.	Tiefe [cm]	As _{extr}	As _{ges}	As ^{III}	As ^V
14881	12,5	227	557	91	466
14885	32,5	386	531	205	326
14887	45	335	469	174	296
14888	55	557	756	209	547
14891	85	489	580	293	287
14895	125	669	677	240	437
14896	135	430	644	204	440
14902	195	275	316	139	178